Vivre avec le feu en région méditerranéenne : une approche participative multicritère et multi-scénarios appliquée au cas du massif des Maures (Var, France)

Albert Merino

▶ **To cite this version:**

Albert Merino. Vivre avec le feu en région méditerranéenne : une approche participative multicritère et multi-scénarios appliquée au cas du massif des Maures (Var, France). Economies et finances. Université Paris Saclay (COmUE), 2015. Français. NNT : 2015SACLV016 . tel-01674179

HAL Id: tel-01674179
https://theses.hal.science/tel-01674179

Submitted on 2 Jan 2018

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.

NNT : 2015SACLV016

THESE DE DOCTORAT
DE
L'UNIVERSITE PARIS-SACLAY
PREPAREE A
L'UNIVERSITE VERSAILLES SAINT-QUENTIN EN YVELINES

ÉCOLE DOCTORALE SHS – Sciences de l'Homme et de la Société

Spécialité de doctorat : ECONOMIE

Par

Albert MERINO-SAUM

Vivre avec le feu en région méditerranéenne :
une approche participative multicritère et multi-scénarios appliquée au cas du massif des Maures (Var, France)

Thèse présentée et soutenue à Rambouillet, le 26 novembre 2015 (1er dépôt : 24 juin 2015) :

Composition du Jury :

MARTIN O'CONNOR, Professeur en Sciences Economiques à l'Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, Université Paris-Saclay, France, Directeur de thèse.
JOAN MARTINEZ-ALIER, Professeur en Sciences Economiques à l'Université Autonome de Barcelone, Espagne, Rapporteur.
MARC MORMONT, Professeur en Sociologie à l'Université de Liège, Belgique, Rapporteur.
HENRY OLLAGNON, Professeur en Sciences Politiques à l'Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech), France, Président du Jury.
BEAT BURGENMEIER, Professeur en Sciences Economiques à l'Université de Genève, Suisse, Examinateur.
JEAN-MARC DOUGUET, Maître de Conférences en Sciences Economiques à l'Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, Université Paris-Saclay, France, Examinateur.

université PARIS-SACLAY | ÉCOLE DOCTORALE Sciences de l'homme et de la société (SHS)

Titre : Vivre avec le feu en région méditerranéenne : une approche participative multicritère et multi-scénarios appliquée au cas du massif des Maures (Var, France)

Mots clés : feux de forêt ; massif des Maures ; « Economie du feu » ; critère C+NVC ; gouvernance du risque ; scénarios environnementaux ; Approches Participatives MultiCritère (APMC) ; complexité ; incertitude ; ambiguïté ; incommensurabilité.

Résumé : Dans cette thèse, nous présentons une évaluation multicritère de plusieurs « scénarios de vie avec le feu » en forêt méditerranéenne. Le cas d'études concerne le massif des Maures (Var ; France), un territoire fortement soumis au risque « feux de forêt » et ayant connu d'importantes transformations socio-économiques au cours des dernières décennies. Cette étude cherche également à tester et comparer la pertinence de plusieurs cadres évaluatifs comme outils d'aide à la gouvernance du risque « feux de forêt ». La thèse est composée de trois parties principales clairement distinctes d'un point de vue aussi bien thématique que méthodologique.

La première partie de la thèse a pour objet l'« Economie du feu », autrement dit, l'ensemble de concepts et d'outils généralement proposés par la Science Economique pour l'analyse du risque « feux de forêt » (modèle C+NVC, « budget optimal de protection », etc.). Nous soulignons par rapport à ce premier cadre évaluatif jusqu'à trois sophismes fondamentaux qui démontrent son inadéquation par rapport à la complexité, l'incertitude, l'ambiguïté et l'incommensurabilité qui caractérisent le phénomène du feu. La thèse se focalise dans un deuxième temps sur la présentation d'une approche alternative au sein de laquelle plusieurs scénarios semi-qualitatifs sont évalués dans une logique participative et multicritère.

La deuxième partie de la thèse est ainsi consacrée à la présentation de l'approche des Scénarios Environnementaux, puis de chacune des étapes du processus prospectif mené sur le terrain avec la participation des acteurs locaux. Ce processus aboutit à quatre « avenirs du feu » dans les Maures : (i) l'AFFRONTEMENT technique ; (ii) la (RE)COLONISATION de la forêt ; (iii) la DOMESTICATION du feu ; et (iv) l'ADAPTATION collective.

Enfin, dans la troisième partie de la thèse, nous présentons les Approches Participatives MultiCritère (APMC), puis nous analysons le processus d'exploration réalisé sur le terrain par les acteurs locaux eux-mêmes à travers une plateforme heuristique inspirée de deux APMC communément employées dans la gestion de systèmes socio-écologiques et la gouvernance des risques, à savoir, la *Multi-Criteria Mapping* (cartographie multicritère) et l'*Approche INTÉGRAAL*. L'analyse des résultats obtenus à travers ce processus d'exploration permet d'établir plusieurs recommandations susceptibles d'améliorer les pratiques actuelles de gouvernance du risque et de décupler l'acceptabilité sociétale des mesures de gestion aujourd'hui en place.

université PARIS-SACLAY | ÉCOLE DOCTORALE Sciences de l'homme et de la société (SHS)

Title: Living with wildfires in the Mediterranean region: a Participatory Multi-Scenario and Multi-Criteria approach applied to the massif des Maures (Var, France)

Keywords: wildfires; massif des Maures; Fire Economics; C+NVC model; risk governance; Environmental Scenarios; Participatory Multi-Criteria Approaches; Complexity, Incertitude; Ambiguity; incommensurability. .

Abstract: This thesis aims to: (i) explore and evaluate several ways of living with fire in Mediterranean forests; (ii) appraise different evaluative frameworks for wildfire risk governance. The case study concerns the Massif des Maures (Var; France), a fire-prone territory where structural socio-economic transformations are coming about since 50 years now. The thesis consists of three main parts clearly distinguishable (thematically as well as methodologically).

First part focuses on "Fire Economics", that is, the set of theoretical concepts and methodological tools commonly applied by economists for the study of wildfire risk (C+NVC model, "most efficient program level", etc.). We highlight up to three fundamental sophisms in such an evaluative framework. We thus underline its inadequacy for dealing with the complexity, uncertainty, ambiguity and incommensurability of wildfires phenomenon. The focus of the thesis moves then to the presentation of an alternative approach in which several semi-qualitative and integrated Scenarios are explored through an inclusive Multi-Criteria reasoning.

Second part thus treats Environmental Scenarios, an approach which is first presented in a general way and whose application to our case study is then analysed in detail, from the very first interviews with local actors to the final scenarios generated with their participation. These scenarios are: (i) Technical Confrontation; (ii) Forest (re)Colonisation; (iii) Fire Domestication; and (iv) Collective Adaptation.

Third part deals with Participatory Multi-Criteria Approaches (PMCA). We first present and contextualise these evaluative frameworks as an example of Value-Articulating Institution (VAI). We then apply to our case study a hybrid PMCA inspired from two approaches frequently used in social-ecological systems management and risk governance: *Multi-Criteria Mapping* and *INTÉGRAAL Approach*. The thesis concludes with several recommendations that could improve social acceptability of current fire management strategies and more generally, enhance fire risk governance practices.

A 'Tito', 'Kamuzo', 'Buje' et à tous mes autres collègues de la brigade de Sapeurs-Forestiers de Santo Domingo del Pirón (Ségovie, Espagne), campagnes d'incendies 2000 à 2004.

Remerciements

Mes remerciements vont tout d'abord à mon directeur de thèse, le professeur Martin O'CONNOR, pour son accompagnement humain et scientifique pendant ces années de recherches et pour la confiance qu'il a placée en moi, que ce soit vis-à-vis de mes travaux de recherche ou par rapport aux autres responsabilités que j'ai assumées sous son égide (enseignements universitaires, gestion de revue scientifique, etc.).

Je remercie aussi Jean-Marc DOUGUET et le professeur Beat BÜRGENMEIER pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail, pour leurs commentaires précieux et pour leurs encouragements.

Je souhaite remercier aussi plusieurs chercheurs que j'ai croisés au fil de ces années et qui ont eu la gentillesse de m'aiguiller ponctuellement dans mes recherches. Je pense notamment au professeur Arild VATN, ainsi qu'à Andrew STIRLING, Sigrid STAGL et Thomas HENRICHS.

Je remercie aussi les professeurs Joan MARTÍNEZ-ALIER et Roger STRAND pour leurs encouragements au tout début de mon parcours, quand j'étais encore étudiant de Master à l'Université Autonome de Barcelone.

Je tiens également à remercier Clotilde D'EPENOUX et Marie-Françoise VANNIER, du Centre de Recherches REEDS, pour leur soutien logistique et surtout, pour leur disponibilité et leur gentillesse.

Mes remerciements s'adressent aussi à Philippe ROMAN et Pierre-Nicolas GRISEL, mes amis doctorants du centre REEDS, dont les commentaires et les relectures de certaines parties de ce travail de recherche ont été d'une valeur inestimable.

Une grande pensée va également à Renaud LAPEYRE, Melaine BRICET et Pascal TILLIE, collègues et amis de l'ancien laboratoire C3ED, avec qui j'ai partagé beaucoup de doutes et de si précieux moments.

Je tiens aussi à montrer toute ma gratitude à toutes les personnes qui ont participé à mon étude sur le terrain : merci infiniment pour leur accueil, leur disponibilité et leur enthousiasme. Je leur dois beaucoup. Je remercie particulièrement Antoine CATARD (du Conservatoire d'Espaces Naturels PACA), Etienne CABANNES (du Conseil Régional de la Propriété Forestière), Laurent BOUDINOT (du Conservatoire du Patrimoine du Freinet), Jean FALCOZ (du Syndicat des Propriétaires Forestiers du Var), Dominique GUICHETEAU (de l'ONF), ainsi que Patrice et Stéphane LECLERC (éleveurs-maraîchers à Sainte Maxime).

Enfin, je remercie particulièrement Sandra pour ses conseils, sa compréhension et surtout, sa patience.

Table des matières

INTRODUCTION			1
« L'ECONOMIE DU FEU »	CHAPITRE 1	Genèse, cadre théorique et applications empiriques de l'« Economie du feu »	9
	CHAPITRE 2	Les trois sophismes de l'« Economie du feu »	67
	CHAPITRE 3	Une estimation des dépenses de protection contre le feu dans le massif des Maures	143
LES « AVENIRS DU FEU » DANS LES MAURES	CHAPITRE 4	L'approche des Scénarios Environnementaux	199
	CHAPITRE 5	Une application de l'approche des Scenarios à la problématique du feu dans les Maures (1) : la construction des « scénarios préliminaires »	233
	CHAPITRE 6	Une application de l'approche des Scenarios à la problématique du feu dans les Maures (2) : phases de consultation et de (re)formulation des scénarios	293
EXPLORATION PARTICIPATIVE ET MULTICRITERE DES SCENARIOS	CHAPITRE 7	Les Approches Participatives MultiCritère (APMC)	339
	CHAPITRE 8	(re)Structuration du 'problème' du feu dans les Maures : analyse historique, identification des acteurs et élucidation des enjeux	397
	CHAPITRE 9	Exploration des « avenirs du feu » dans les Maures à travers une APMC mixte et à deux niveaux	441
CONCLUSION			543

CHAPITRE 1 : Genèse, cadre théorique et applications empiriques de l'« Economie du feu »

1.0 Introduction 11

1.1 Les origines : le modèle LC+L (Least Cost + Losses) 12

1.1.1 Contexte historique 12
1.1.2 Les trois composantes principales du modèle LC+L 14
1.1.2.1 Les coûts de « protection primaire » 14
1.1.2.2 Les coûts de suppression 14
1.1.2.3 Les dégâts provoqués par le feu 16
1.1.3 Les apports théoriques de Simard (1976) au modèle d'origine 19

1.2 Le modèle C+NVC : cadre théorique de référence 22

1.2.1 Les caractéristiques du modèle 23
1.2.1.1 Les coûts de pré-suppression 23
1.2.1.2 Les coûts de suppression 23
1.2.1.3 Le changement net de la valeur de la forêt 24
1.2.2 Quelques exemples d'application du modèle C+NVC dans la réalité 27
1.2.3 Les adaptations successives du modèle d'origine 28
1.2.3.1 L'introduction du risque dans le modèle C+NVC 28
1.2.3.2 La considération de plusieurs combinaisons de stratégies de protection 30
1.2.3.3 L'introduction de valeurs de non-usage à travers une Analyse Coûts-Efficacité 32
1.2.3.4 La transformation du modèle C+NVC en un exercice de maximisation de profits 34
1.2.3.5 La reformulation du modèle 36
1.2.4 Conclusion 38

1.3 Les économistes du feu à la recherche de valeurs monétaires… 39

1.3.1 Les évaluations monétaires de l'ensemble des « bénéfices » générés par les programmes de protection contre le feu 41
1.3.1.1 Les premières évaluations menées aux Etats-Unis 41
1.3.1.2 Les répliques en région méditerranéenne 43
1.3.2 Les évaluations monétaires de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt 44
1.3.2.1 Les travaux pionniers des années 1980 44
1.3.2.2 Les évaluations focalisées sur une activité récréative en particulier 45
1.3.2.3 L'analyse de l'évolution temporelle de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt 45
1.3.3 Les évaluations des bénéfices générés par les réductions de la biomasse combustible 49
1.3.3.1 L'évaluation des bénéfices générés par plusieurs réductions du combustible 50
1.3.3.2 L'évaluation des bénéfices générés par les brûlages dirigés 54
1.3.4 Les évaluations monétaires dans l'Interface Forêt-Habitat (IFH) 57
1.3.4.1 Evaluations du CAP des habitants de l'IFH pour la mise en place de programmes de protection contre le feu 57
1.3.4.2 L'analyse des facteurs explicatifs du CAP pour la réalisation de réductions du combustible dans l'IFH 61
1.3.4.3 L'évaluation de l'impact du feu sur la valeur des biens immobiliers situés dans l'IFH 63
1.3.4.4 L'évaluation de l'impact du feu sur la santé 65

1.4 Conclusion 66

CHAPITRE 2 : Les trois sophismes de l'« Economie du feu »

2.0 Introduction 69

2.1 Les limites de l'assimilation de la gestion du feu à la théorie micro-économique du choix du producteur 71

2.1.1 Considérations générales 71
2.1.2 Manifestation du 1er sophisme dans l'« Economie du feu » 72
2.1.3 La clause 'ceteris paribus' 75
2.1.4 La réversibilité des états 78
2.1.5 La séparabilité des attributs 79
2.1.6 Conclusion pour le 1er sophisme 80

2.2 La monétarisation des impacts du feu 81

2.2.1 Mise en contexte 83
2.2.2 Les critiques internes 85
2.2.3 Les critiques socio-institutionnelles 86
2.2.3.1 L'influence de l'analyste (et du cadre théorique dont il s'inspire) dans la formation des préférences des individus vis-à-vis des enjeux exposés au feu 87
2.2.3.2 L'influence du contexte social et culturel dans la formation de ces préférences 98
2.2.3.3 L'essence forcément politique de l'exercice d'évaluation (rapports de pouvoir et enjeux de distribution sous-jacents aux évaluations monétaires des enjeux exposés au feu) 104
2.2.4 Les critiques matérielles 114
2.2.4.1 Les limites du processus d'individualisation 115
2.2.4.2 Les limites du processus d'abstraction 119
2.2.5 Les critiques philosophiques 122
2.2.5.1 L'éthique conséquentialiste sous-jacente à l'« Economie du feu » 123
2.2.5.2 L'utilitarisme des préférences comme critère de définition du bien-être 126

2.3 La commensurabilité comme condition 'sine qua non' de rationalité 131

2.3.1 L'hypothèse de la commensurabilité « forte », à l'origine d'une comptabilité par l'absurde des propriétés de la forêt méditerranéenne 133
2.3.2 Une vision excessivement réductrice du problème du feu 136
2.3.3 Les implications de l'incommensurabilité de valeurs… 138

2.4 Conclusion 142

CHAPITRE 3 : Une estimation des dépenses de protection contre le feu dans le massif des Maures

3.0 Introduction 145

3.1 Considérations générales 146

3.1.1 Les problèmes liés à l'estimation des dépenses de protection contre le feu 146
3.1.2 Les affectations territoriales retenues dans cet exercice 147

3.2 Les dépenses des acteurs opérant à l'échelle nationale ou européenne 152

3.2.1 Les dépenses ventilées par le Ministère chargé de l'Agriculture (MAAF) (y compris les aides de l'Union Européenne) 152
3.2.1.1 Subventions accordées par le MAAF et l'UE pour les actions de prévention 153
3.2.1.2 Financement par le MAAF des actions confiées à l'Office National des Forêts 157
3.2.1.3 Les subventions accordées aux départements pour le paiement des activités des Forestiers-Sapeurs (FORSAP) 158
3.2.2 Les dépenses du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie 159
3.2.3 Les dépenses financées par l'Office National des Forêts (ONF) 160
3.2.4 Les dépenses du Ministère de l'Intérieur 161
3.2.4.1 Considérations générales 161
3.2.4.2 Les moyens aériens 163
3.2.4.3 Les moyens militaires de la Sécurité Civile 164
3.2.4.4 Subventions diverses du Ministère de l'Intérieur 164
3.2.4.5 Les structures de commandement 165

3.3 Les dépenses (nettes) des acteurs opérant à l'échelle régionale et départementale 165

3.3.1 Les dépenses du Conseil Régional Provence-Alpes-Côte d'Azur (CR PACA) 165
3.3.2 Les dépenses du Conseil Général du Var (CG 83) 166
3.3.2.1 Le débroussaillement aux abords des Routes Départementales (RD) 167
3.3.2.2 Les activités de protection réalisées par les Forestiers-Sapeurs (FORSAP) 170
3.3.2.3 Les travaux réalisés par les équipes du Génie Civil du Conseil Général 172
3.3.2.4 Les aides versées aux maîtres d'ouvrages des travaux DFCI 173
3.3.2.5 Le soutien au sylvopastoralisme DFCI 173
3.3.2.6 Subventions diverses pour la DFCI 175
3.3.3 Les dépenses du Service Départemental d'Incendie et de Secours (SDIS 83) 176

3.4 Les dépenses (nettes) des acteurs opérant à l'échelle locale 182

3.4.1 Dépenses liées aux travaux de débroussaillement et aux équipements DFCI 182
3.4.1.1 Les travaux subventionnés dans le cadre des PIDAF 182
3.4.1.2 Les travaux non subventionnables autofinancés par les communes 190
3.4.1.3 Les travaux financés par les particuliers 191
3.4.2 Les dépenses associées aux activités des Comités Communaux Feux de Forêt (CCFF) 191
3.4.2.1 La valeur du temps consacré par les bénévoles aux activités de surveillance 192
3.4.2.2 L'amortissement des véhicules 192
3.4.2.3 Les dépenses en carburant des patrouilles 193
3.4.2.4 La formation des bénévoles 193
3.4.2.5 L'achat de tenues et de radios 193
3.4.2.6 Estimations des dépenses totales annuelles nettes des CCFF 193

3.5 Conclusion 194

CHAPITRE 4 : L'approche des Scenarios Environnementaux

4.0 Introduction 201

4.1 L'approche des Scénarios 201

4.1.1 Evolution historique de l'approche des Scénarios 201
4.1.2 Vers une définition du concept de « scénarios » 206
4.1.3 Les éléments clés des scénarios 213
4.1.3.1 Une (ou des) représentation(s) de la situation initiale 213
4.1.3.2 Les facteurs d'évolution ou « forces motrices » (*driving forces*) 215
4.1.3.3 Une description des changements 216
4.1.3.4 Plusieurs images futures 216
4.1.3.5 Un titre distinctif 216
4.1.4 Pertinence des scénarios dans la gestion des systèmes socio-écologiques 217

4.2 Caractérisation des « avenirs du feu » dans les Maures 219

4.2.1 Vers une typologie globale des critères de caractérisation des scénarios 219
4.2.1.1 Les Méta-critères 220
4.2.1.2 Les critères situationnels 224
4.2.1.3 Les critères matériels 226
4.2.2 Proposition d'une « Carte d'identité » pour caractériser nos « scénarios de vie avec le feu » 230

4.3 Conclusion 232

CHAPITRE 5 : Une application de l'approche des Scenarios à la problématique du feu dans les Maures (1): la construction des « scénarios préliminaires »

5.0 Introduction 235

5.1. L'analyse institutionnelle (comme 1ère étape du processus de construction des scénarios) 236

5.1.1 Contextualisation de l'analyse institutionnelle 236
5.1.1.1 Les objectifs de l'analyse institutionnelle 236
5.1.1.2 La méthodologie utilisée 238
5.1.2 Répertoriage des principales critiques adressées par les acteurs à la gestion actuelle du phénomène 241
5.1.2.1. Une gestion « trop chère » 243
5.1.2.2 Une gestion « inefficace » 248
5.1.2.3 Des communes de plus en plus « dépendantes » vis-à-vis des bailleurs de fonds et des moyens techniques du SDIS. 253
5.1.2.4 Une gestion en vase clos 255
5.1.2.5 Une gestion axée sur la protection de l'habitat 256
5.1.2.6 Une gestion excessivement complexe d'un point de vue administratif 257
5.1.3 Les interprétation(s)du feu 259
5.1.3.1 Le feu « catastrophe » : mise en exergue du devoir de protection des Autorités Publiques 261
5.1.3.2 Le feu « dompté » : outil de gestion 262
5.1.3.3 Le feu « sauvage » : résultat de l'abandon de la forêt 263
5.1.3.4 Le feu : « simple » perturbation dans la trajectoire de l'écosystème forestier 264
5.1.4 Conclusion 265

5.2. L'identification des forces motrices clés (2ème étape dans la construction des scénarios) 266

5.2.0 Considérations générales concernant la 2ème étape du processus de construction 267
5.2.1 Inventaire des forces motrices 269
5.2.2 L'Identification des forces motrices clés 269
5.2.2.1 Les forces motrices indirectes 269
5.2.2.2 Les forces motrices directes 272
5.2.2.3 Deuxième niveau d'agrégation dans l'identification des forces motrices clés 273
5.2.3 Les évolutions possibles des forces motrices clés 276
5.2.3.1. Interprétations du feu 276
5.2.3.2. Fonctions environnementales dominantes 276
5.2.3.3 Positionnement face au risque 278
5.2.3.4 Echelles de gouvernance 281
5.2.4 Assemblage des évolutions possibles des forces motrices clés 282

5.3 Construction des scenarios préliminaires 284

5.3.0 Introduction 284
5.3.1 Présentation de la « méthode des deux axes » 285
5.3.1.1 Le raisonnement sous-jacent à la méthode 285
5.3.1.2 Une méthode interprétée (et utilisée) de diverses façons 288
5.3.2 La « méthode des deux axes » dans le cadre de notre recherche 290

5.4 Conclusion 292

CHAPITRE 6 : Une application de l'approche des Scenarios à la problématique du feu dans les Maures (2): phases de consultation et de (re)formulation des scénarios

6.0 Introduction 295

6.1. La phase de consultation des acteurs locaux 296

6.1.0 La deuxième série d'entretiens 297
6.1.1 Les critiques globales 298
6.1.1.1. Retours concernant la démarche dans son ensemble 298
6.1.1.2 Critiques et suggestions par rapport aux caractéristiques des scénarios 300
6.1.2 Modifications proposées au sein de chaque scénario 302
6.1.2.1 Identification des incohérences dans le contenu des scénarios préliminaires 302
6.1.2.2 Introduction de nouveaux éléments 305
6.1.2.3 Affinement des scénarios : dissociation progressive avec les quadrants initiaux 305
6.1.3 Explicitation des « passerelles » entre les scénarios 306
6.1.3.1 Les « Passerelles » thématiques 307
6.1.3.2 « Passerelles » chronologiques 310
6.1.4 Construction d'un « tableau de bord » 311

6.2 Les « avenirs du feu » dans les Maures 313

6.2.0 Eléments de caractérisation 313
6.2.0.1 « L'essentiel » 313
6.2.0.2 « L'interprétation du présent » 313
6.2.0.3 « L'avenir du feu dans les Maures » 313
6.2.0.4 « Les fonctions environnementales dominantes » 314
6.2.0.5 « Le scénario confronté aux actions » 314
6.2.0.6 Les diagrammes de causalités 314
6.2.1 L'affrontement technique 315
6.2.2 La (re)colonisation de la forêt 320
6.2.3 La domestication du feu 325
6.2.4 L'adaptation au feu 330

6.3 Conclusion 335

CHAPITRE 7 : Les Approches Participatives MultiCritère

7.0 Introduction 341

7.1 Les APMC, un exemple d'Institution Articulatrice de Valeurs (IAV) « hybride » 342

7.2 Les principales IAV appliquées à la gestion des systèmes socio-écologiques 343

7.2.1 Les évaluations monocritère 345
7.2.2 Les Analyses MultiCritère (AMC) 345
7.2.2.1 Considérations générales et évolution historique 345
7.2.2.2 Formalisation multicritère d'un problème de décision 346
7.2.2.3 La méthode de la somme pondérée 349
7.2.2.4 Les méthodes de surclassement (outranking methods) 350
7.2.2.5 Le Procédé d'Analyse Hiérarchique (Analytical Hierachy Process, AHP) 352
7.2.3 Les Approches Participatives 354
7.2.3.1 Justifications 354
7.2.3.2 Une multitude de procédures envisageables… 355
7.2.3.3 … et de conceptualisations alternatives 355

7.3 Les IAV « hybrides » 357

7.3.1 L'Evaluation Monétaire Délibérative (EMD) 357
7.3.2 La Théorie de l'Utilité Multi-Attribut (Multi-Attribute Utility Theory, MAUT) 358
7.3.3 Les Approches Participatives MultiCritère (APMC) 359

7.4 Présentation et analyse de quatre APMC communément appliquées à la gestion des systèmes socio-écologiques 360

7.4.0 Mise en contexte 360
7.4.1 La « Social Multi-Criteria Evaluation » (SMCE) 362
7.4.1.0 Présentation 363
7.4.1.1 L'identification des acteurs sociaux 363
7.4.1.3 L'identification des options et la définition des critères d'évaluation 363
7.4.1.2 L'explicitation des valeurs, des souhaits et des préférences des acteurs 364
7.4.1.4 La construction d'une « matrice d'impact multicritère » 365
7.4.1.5 La construction d'une « matrice d'équité » 366
7.4.1.6 L'application de procédures mathématiques d'agrégation et de hiérarchisation des options évaluées 367
7.4.2 La « Multi-Criteria Mapping » (MCM) 370
7.4.2.0 Présentation 370
7.4.2.1 L'identification des options ou des scénarios à évaluer 371
7.4.2.2 La définition des critères d'évaluation 372
7.4.2.3 L'attribution de notes aux différentes options 372
7.4.2.4 La pondération des critères d'évaluation 374
7.4.2.5 La révision des résultats et leur interprétation globale 376
7.4.3 Le « 3-Stage Participation Model » (3-SPM) 377
7.4.3.0 Présentation 377
7.4.3.1 L'identification et la sélection des critères d'évaluation 378
7.4.3.2 L'identification des options et l'estimation de leurs impacts respectifs 379
7.4.3.3 L'évaluation des options et la pondération des critères d'évaluation 380
7.4.4 L'Approche INTÉGRAAL 383
7.4.4.0 Présentation 383
7.4.4.1 L'identification du problème 387
7.4.4.2 La structuration du problème 387
7.4.4.3 La représentation du système 388
7.4.4.4 L'évaluation 389
7.4.4.5 La communication des résultats 392
7.4.5 Leçons tirées de notre analyse comparative 392

7.5 Conclusion 396

CHAPITRE 8 : (re)Structuration du « problème » du feu dans le massif des Maures : analyse historique, identification des acteurs et détermination des enjeux

8.0 Introduction 399

8.1 Evolution historique de la problématique 399

8.1.1 La forêt « exploitée » (début du XVIIIe siècle - dernier quart du XIXe siècle) 400
8.1.2 La forêt « abandonnée » (années 1870 - moitié du XXe siècle) 401
8.1.3 « Les forêts multiples » (depuis la moitié du XXe) 402
8.1.4 Evolution des surfaces brûlées 404

8.2 Identification et présentation des acteurs du feu 406

8.2.1 Les agriculteurs en forêt 406
8.2.2 Les associations de protection de la nature 410
8.2.3 Les 'chargés' de PIDAF (maîtres d'ouvrages) 412
8.2.4 Le Conseil Général du Var (CG 83) 414
8.2.5 Les habitants en forêt 416
8.2.6 Les municipalités (Elus, CCFF, etc.) 419
8.2.7 Les propriétaires forestiers et les organismes de la Forêt Privée 421
8.2.8 Les services de l'Etat (DDTM, ONF, etc.) 425
8.2.9 Les sapeurs-pompiers (SDIS 83) 426
8.2.10 Conclusion 428

8.3 Elucidation des enjeux (ou critères d'évaluation) 430

8.3.0 Cadre d'analyse 430
8.3.1 La viabilité financière 433
8.3.2 La protection des personnes, des biens et des activités économiques 434
8.3.3 La confiance mutuelle et le niveau de participation 435
8.3.4 Les revenus générés par la forêt 436
8.3.5 L'identité locale 437
8.3.6 La qualité de l'écosystème 438

8.4 Conclusion 440

CHAPITRE 9 : Exploration des « avenirs du feu » dans les Maures à travers une APMC mixte et à deux niveaux

9.0 Introduction 443

9.1 Contextualisation de la phase d'exploration des scénarios 444

9.2 Une exploration mixte et à deux niveaux 447

9.2.0 Considérations générales 447
9.2.1 L'analyse des résultats obtenus au 1er niveau d'exploration (à travers les critères) 450
9.2.1.1 Construction des « barres d'évaluation » pour chaque scénario 451
9.2.1.2 Analyse de l'intensité des préférences selon chaque critère d'évaluation et selon le type de vision adoptée 452
9.2.1.3 Analyse de la « distribution de l'incertitude » entre les scénarios et entre les critères d'évaluation 454
9.2.1.4 Analyse de l'importance relative attribuée à chaque critère d'évaluation et construction deS classements globaux (tous critères confondus) 455
9.2.2 L'analyse des résultats obtenus au 2ème niveau d'exploration (à travers les indicateurs) 456
9.2.2.1 Analyse de la fréquence d'utilisation des indicateurs (toutes catégories d'acteurs confondues) 457
9.2.2.2 Analyse de l'« importance relative » des indicateurs (toutes catégories d'acteurs confondues) 458
9.2.2.3 Analyse (par catégories d'acteurs par critères d'évaluation) du choix des indicateurs et de leurs pondérations 459
9.2.2.4 Analyse des jugements émis par les participants à travers les indicateurs 460

9.3 Présentation, catégorie par catégorie, des résultats obtenus au 1er niveau d'exploration (à travers les critères d'évaluation) 464

9.3.1 Les agriculteurs en forêt 464
9.3.2 Les associations de protection de la nature 468
9.3.3 Les chargés de PIDAF 472
9.3.4 Le Conseil Général du Var 476
9.3.5 Les habitants en forêt 480
9.3.6 Les municipalités 484
9.3.7 Les propriétaires forestiers 488
9.3.8 Les services de l'Etat 492
9.3.9 Mise en commun des résultats et analyse globale au 1er niveau d'exploration 495
9.3.9.1 Jugements globaux (tous critères confondus) 495
9.3.9.2 Poids attribués aux critères d'évaluation 498
9.3.9.3 Jugements désagrégés par critère d'évaluation 499

9.4 Présentation, enjeu par enjeu, des résultats obtenus au 2ème niveau d'exploration (à travers les indicateurs) 505

9.4.1 La viabilité financière 505
9.4.2 La protection des biens et des personnes 511
9.4.3 La confiance mutuelle et le niveau de participation 516
9.4.4 Les revenus générés par la forêt 520
9.4.5 L'identité locale 525
9.4.6 La qualité de l'écosystème 529
9.4.7 Mise en commun des résultats et analyse globale au 2ème niveau d'exploration 534
9.4.7.1 Présentation et analyse des résultats par scénario 534
9.4.7.2 Comparaison des résultats obtenus au 1er et au 2ème niveau d'exploration 537
9.4.7.3 Reconsidération des ententes possibles entre les catégories d'acteurs 539

9.5 Conclusion 542

Références bibliographiques 549

Liste des figures 570

Liste des tableaux 576

Liste des encadrés 578

Liste des cartes 580

Liste des photos 580

Liste des acronymes 581

Annexes 583

INTRODUCTION

Mise en contexte

Depuis toujours, le feu a régulièrement parcouru la forêt méditerranéenne et a largement façonné son paysage. Même lorsque la forêt était moins dense et moins étendue qu'elle ne l'est aujourd'hui, même lorsqu'elle était exploitée et surveillée par une population qui dépendait économiquement d'elle, même lorsque la pression foncière et la fréquentation touristique étaient marginales, la « colline » a pris feu. Cependant, si le feu a toujours existé dans ce milieu, ses caractéristiques ont profondément changé au fil des années. Non seulement le *régime du feu* s'est transformé mais en plus, sa signification et son imbrication au sein du système socio-économique local ont clairement évolué.

Tout d'abord, le risque « feux de forêt » est devenu de plus en plus binaire : certains experts parlent d'ailleurs aujourd'hui d'une « nouvelle génération d'incendies de forêt » (Castellnou et al. 2005), parmi lesquels une grande partie est contrôlée par la société humaine tant que leur taille reste petite ou moyenne (dans le Var, plus de 80% des feux déclarés sont contrôlés avant que leur surface ne dépasse 1 hectare ; (DDAF 2008 : 12)), mais aussi avec quelques très grands incendies, très difficilement maîtrisables -voire complètement immaîtrisables- et affectant très souvent des zones semi-urbaines. Cette binarisation progressive du feu se concrétise dans le cas français par des périodes d'accalmie jusque-là jamais vues (1991-2002 ou 2004-2014) et par la survenance d'années « *exceptionnelles* », avec un ou plusieurs *feux catastrophes* dont l'impact est particulièrement lourd, aussi bien en termes de vies humaines que d'un point de vue économique, social ou environnemental.

A l'origine de cette transformation nous retrouvons une pluralité de facteurs multidimensionnels et pluriscalaires dont l'impact respectif sur le phénomène du feu et l'issue concrète de leur concaténation sont difficiles, voire impossibles, à déterminer : la déprise agricole a par exemple entraîné l'extension de la forêt (et donc du bassin à risque) à travers l'enfrichement progressif des champs autrefois labourés ; la sous-exploitation sylvicole a, elle, provoqué un accroissement de la continuité végétale et donc, de la probabilité de propagation du feu ; le réchauffement climatique a, lui, augmenté la fréquence d'épisodes caniculaires ; le phénomène du mitage et la transformation des attentes vis-à-vis de la forêt ont accru l'aléa induit (le milieu forestier étant passée de lieu de travail fréquenté et surveillé à simple paysage, cadre de vie ou terrain de jeu en déshérence partielle); l'implémentation d'une stratégie de suppression systématique du feu, ainsi que et la multiplication du nombre et de l'efficacité des moyens de lutte ont, elles, réduit la fréquence de feux de taille moyenne, mais ont favorisé par la même occasion la probabilité de survenance de Grands Incendies de Forêt (GIF) ; etc.

D'autre part, le feu est aussi devenu progressivement ambigu et fait désormais l'objet de perceptions de plus en plus disparates : alors que du côté des scientifiques (notamment des biologistes et des écologues) la vision du feu comme facteur de régénération de la forêt ou comme perturbation ponctuelle dans la trajectoire de l'écosystème forestier semble aujourd'hui largement partagée ; du côté de la population locale, le feu est majoritairement vécu comme une catastrophe naturelle mettant en exergue l'échec du devoir de gestion des autorités publiques. Par ailleurs, le foisonnement des

valeurs attachées aux massifs forestiers méditerranéens et la transformation des attentes vis-à-vis des gestionnaires du risque (allant désormais au-delà de la simple minimisation des surfaces brûlées ou du nombre d'habitations endommagées) ont conduit dans bon nombre de territoires à une exacerbation des conflits et à une méfiance croissante entre les acteurs du feu.

Dans ce contexte fondamentalement complexe, incertain et ambigu, la recherche collective d'un mode de vie soutenable avec le feu semble donc aujourd'hui plus pertinente que jamais.

Conception du risque proposée dans ce travail de recherche

A l'instar de bien d'autres risques naturels, les conceptions théoriques et opérationnelles dominantes du risque « feux de forêt » assimilent ce dernier au croisement de l'aléa (probabilité d'apparition du phénomène) et de la vulnérabilité (valeur des dommages potentiels).

Le premier de ces deux concepts, généralement défini comme la « *probabilité qu'un phénomène naturel d'intensité donnée se produise en un lieu donné* » repose à son tour sur deux composantes fondamentales : l'occurrence et l'intensité.

Dans le cas des feux de forêt, la combinaison de ces composantes peut par ailleurs se concrétiser en deux approches différentes, selon que l'on considère l'aléa « induit » (généré par une activité humaine sur son voisinage, cet aléa est souvent assimilé à la composante technologique du risque « feux de forêt ») ou l'aléa « subi » (aléa auquel sont exposés les enjeux ; élément souvent comparé à la composante naturelle du risque « feux de forêt ») (Jappiot et al. 2002 ; Peyre 2004 ; etc.). Dans la plupart des documents de gestion, l'aléa « induit » correspond donc au croisement de la *probabilité d'éclosion* et de la *surface menacée*, tandis que l'aléa « subi » est, lui, assimilé à la combinaison de la *probabilité d'incendie* et de l'*intensité physique de l'incendie* (voir tableau 0.1).

Tableau 0.1 : Croisement de l'intensité et de l'occurrence dans la conception de l'aléa « feux de forêt »

	Aléa « subi »	Aléa « induit »
Occurrence	***probabilité d'incendie*** Il s'agit de la probabilité qu'un feu se propage en un lieu donné. Cette probabilité combine le plus souvent la probabilité d'éclosion et un modèle de propagation intégrant plusieurs variables (combustibilité de la végétation, biomasse, pente du terrain, position dans le versant, exposition au soleil, exposition au vent dominant, etc.). Elle permet la construction de la « carte des surfaces potentiellement brûlées ».	***probabilité d'éclosion*** Elle exprime la probabilité de départ de feu en un lieu donné. Elle est fonction de la présence d'activités humaines de type « poudrières », de la sensibilité climatique (celle-ci considère la pluviométrie, les températures, etc.), et de l'inflammabilité de la végétation. Elle peut aussi être évaluée statistiquement à partir de données historiques disponibles. Elle est à l'origine de la « carte de mises à feu potentielles ».
Intensité	***intensité de l'incendie*** Elle correspond à la puissance du front de flammes. Elle est généralement calculée à travers le croisement de trois facteurs (formule de Byram) : (i) le pouvoir calorifique ; (ii) la biomasse combustible ; et (ii) la vitesse de propagation.	***surface menacée*** Il s'agit de la quantité de surface menacée à partir d'un point d'éclosion potentiel.

Source : auteur (à partir du guide méthodologique des PPRif)

Comme on peut le constater, l'aléa « feux de forêt » est donc appréhendé de manière principalement numérique (hectares, kW/m, etc.) et paramétrable, et ce, dans le but de produire un ensemble de modèles, de cartes et de mesures très fortement demandées par les décideurs et les gestionnaires du risque (Gilbert 2009 : 27).

De son côté, la vulnérabilité est communément assimilée « *aux conséquences prévisibles d'un phénomène naturel d'intensité donnée sur un ensemble d'enjeux* ». Ainsi conçue, la vulnérabilité au feu est donc fonction de deux facteurs : (i) les enjeux et (ii) les parades de prévention et/ou de lutte mises en place pour limiter l'impact de l'aléa. Les enjeux considérés vis-à-vis du risque « feux de forêt » englobent généralement les personnes, les biens, les activités et les éléments du patrimoine culturel ou environnemental susceptibles d'être affectés ou endommagés par le feu. Le guide méthodologique des PPRif (Plans de Prévention du Risque « incendies de forêt ») structure par exemple ces enjeux en trois catégories principales : (i) les enjeux urbanisés (zones d'activité, zones d'habitat dense et diffus, zones industrielles et zones commerciales) ; (ii) les enjeux non urbanisés (zones agricoles, espaces naturels à vocation touristique ou de loisirs, forêts de production, espaces sensibles, etc.) ; et enfin, (iii) les infrastructures (routes, lignes électriques, voies de chemin de fer, gazoducs, etc.).

Ainsi donc, lorsque l'aléa considéré est l'aléa « subi », les enjeux sont assimilés à des cibles potentielles et ne sont conçus que par rapport à l'aléa en question. Cette conception des enjeux comme des objets « passifs » (car assujettis à l'aléa selon un certain degré d'exposition), correspond à la vision traditionnellement retenue dans l'analyse des risques naturels, dont la logique sous-jacente est une relation de cause à effet entre un aléa exogène à la société humaine et les pertes que celle-ci subie ou risque de subir (Gilbert 2003 ; Pigeon 2005 ; D'Ercole & Metzger 2005 ; Gaillard 2006 ; Léoné & Vinet 2007 ; etc.).

Dans le cas des feux de forêt, cette critique peut être nuancée du fait de la considération de l'aléa « induit » qui, comme nous l'avons vu, considère aussi les enjeux comme facteurs d'aggravation de l'aléa. Cela étant dit, même dans ce cas de figure, l'appréhension qui est faite des enjeux dans la plupart des documents de gestion se limite généralement à un simple répertoriage et se concrétise factuellement en un catalogue de poudrières potentielles et, éventuellement, en une représentation cartographique indiquant plusieurs niveaux d'aléa (ces mesures sont le plus souvent calculées à partir des bases de données concernant les causes d'incendie d'origine humaine). Autrement dit, le concept d'aléa « induit » permet certes de dépasser la relation unidirectionnelle traditionnellement établie entre l'aléa et les enjeux, mais n'attribue pas pour autant une vraie autonomie conceptuelle à ces derniers. D'ailleurs, le plus souvent, ces enjeux ne sont intégrés dans l'analyse du risque qu'à travers une expression probabilistique propre au cadre des sciences de l'ingénieur et aux sciences de la terre (les aspects sociaux, politiques et économiques étant, eux, le plus souvent ignorés).

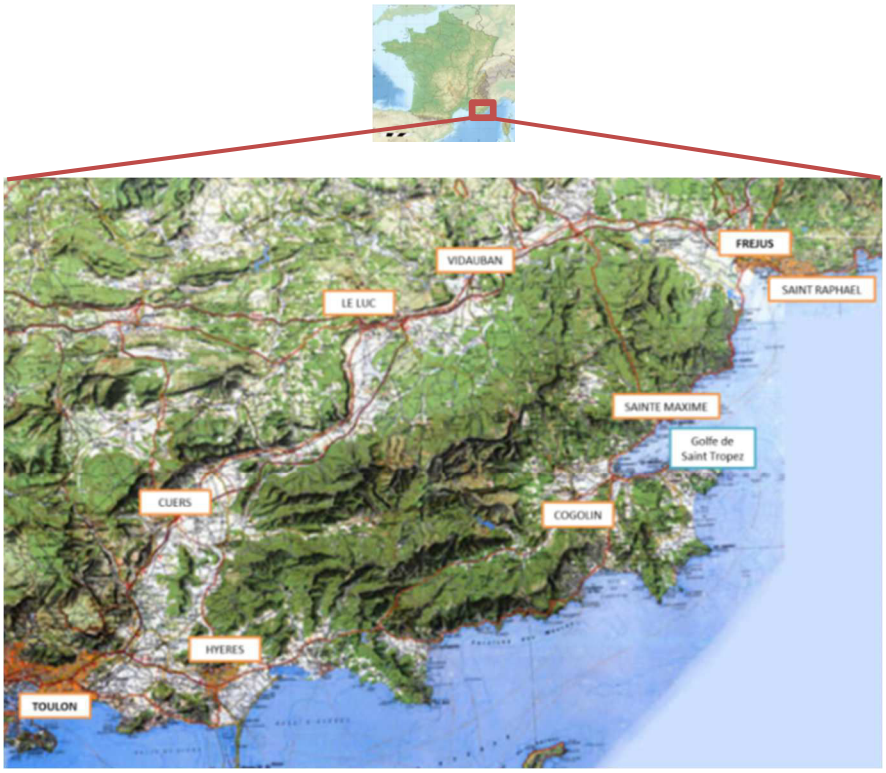
Dans cette thèse, nous proposons donc d'insérer le risque « feux de forêt » dans une perspective plus large en l'imbriquant explicitement à la façon dont la société locale transforme son environnement (en l'occurrence la forêt méditerranéenne) pour « mieux » répondre à ses besoins et « améliorer » ses conditions de vie. Nous proposons donc une réflexion sur la problématique du feu au sein de laquelle l'« endogène » prend le dessus sur l'« exogène », et où le feu n'est plus considéré comme un aléa par rapport auquel il s'agit d'identifier les meilleures parades possibles, mais plutôt comme un élément intégrant un système économique, politique, social et naturel dont les composantes co-évoluent de façon plus ou moins conflictuelle. Ce nouveau prisme implique un double renversement par rapport à

la vision prévalante du risque « feux de forêt » : (i) elle se base sur une logique « enjeu-centrée » (les enjeux étant volontairement et explicitement mis au premier plan dans notre démarche évaluative) ; (ii) elle attribue par ailleurs à ces enjeux un caractère autonome et dynamique qui dépasse largement le seul problème du feu. Dans cette logique, la vulnérabilité au feu n'est plus associée à un ensemble d'enjeux inertes, mais plutôt à l'(in)capacité d'une communauté d'assurer la survie du système dans lequel elle se déploie à travers la satisfaction de divers impératifs enchevêtrés, voire mutuellement exclusifs, et traversant le phénomène du feu aussi bien en amont qu'en aval de celui-ci.

Présentation du cas d'étude

L'étude de cas sur lequel se base cette thèse concerne le massif des Maures[1,2] (Var, France) (voir carte 0.1 ci-dessous). Il s'agit d'un territoire assez vaste (160 000 hectares[3]) concernant une trentaine de communes et environ 215 000 habitants. Le massif, fortement boisé (110 000 hectares, soit environ deux tiers du territoire[4]), est régulièrement parcouru par les flammes (voir carte 0.2, page suivante).

Carte 0.1 : Localisation du Massif des Maures



Source : auteur

[1] Les Maures tirent leur nom du provençal « *Leï Mauro* », littéralement « la montagne noire », qui désigne les forêts sombres qui le boisent. Le Massif des Maures reste le plus important espace forestier du département du Var. Sur les versants nord (ubacs), les forêts de chênes lièges et de châtaigniers sont largement prédominantes. Les versants sud (adrets) sont, eux, majoritairement occupés par les pinèdes (pins parasols et pins d'Alep) et par le maquis (bruyères, arbousiers, genêts, etc.).

[2] Plus précisément, dans ce travail de recherche, nous avons retenu comme territoire d'étude le périmètre de la Charte Forestière de Territoire des Maures, comprenant le massif des Maures stricto sensu, la dépression permienne (zone de vallée intégrant la plaine des Maures) et les îles d'Hyères.

[3] Source : Charte Forestière de Territoire des Maures.

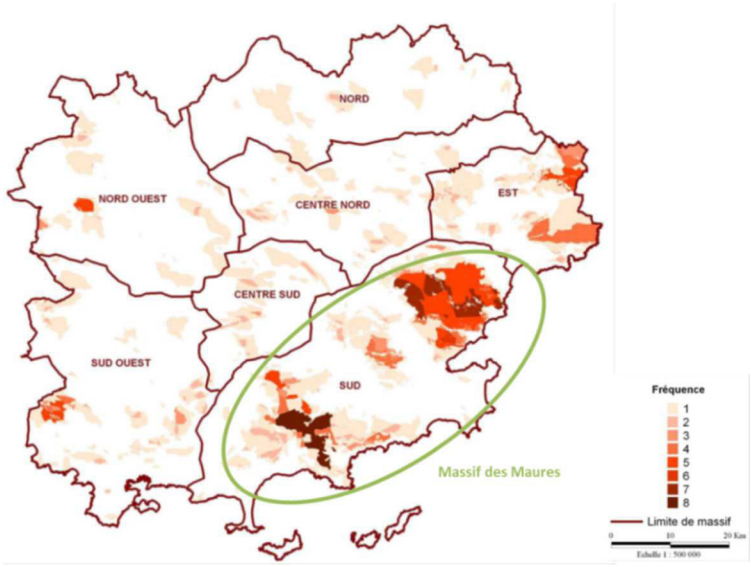
[4] Source : Plan Pluriannuel Régional de Développement Forestier (PPRDF).

Plusieurs raisons justifient le choix de ce cas d'étude :

(i) il s'agit d'un territoire très bien délimité géographiquement : au sud, par le littoral ; au nord, par la dépression permienne et l'autoroute A8 ; à l'ouest, par l'agglomération de Hyères ; à l'est, par celle de Fréjus. Le territoire est par ailleurs très homogène d'un point de vue paysager et suscite un sentiment identitaire assez marqué. Certains auteurs attribuent d'ailleurs aux Maures un caractère quasiment insulaire ;

(ii) les Maures ont connu régulièrement au cours de ces dernières décennies plusieurs très grands feux. En 2003, par exemple, les feux de Vidauban 1 et 2 ont parcouru à eux seuls 6 744 ha et 5 646 ha respectivement, causant 4 victimes mortelles et endommageant ou détruisant 51 habitations, 39 autres bâtiments et 1 camping (Perchat & Rigolot 2005 : 42). Le massif est associé au feu dans l'esprit collectif des Français ;

Carte 0.2 : Surfaces parcourues par le feu dans le Var au cours des 50 dernières années



Source : PDPFCI (annexes)

(iii) les transformations socio-économiques qui y ont eu lieu au cours du XXe siècle sont semblables à celles que l'on peut observer dans beaucoup d'autres massifs méditerranéens, mais elles ont été dans le cas des Maures particulièrement brusques et profondes : effondrement de l'exploitation du pin maritime suite à la colonisation du massif par la cochenille *Matsucoccus feytaudi* ; vulnérabilité extrême de la filière liège locale face à la concurrence internationale et l'utilisation croissante de bouchons synthétiques dans le secteur viticole ; progression particulièrement rapide et intense du processus de balnéarisation du territoire ; etc. ;

(iv) les Maures constituent certainement l'un des massifs français les mieux dotés en termes d'aménagement préventif du terrain et de moyens de lutte. Ils constituent en quelque sorte une référence en la matière et suscitent une littérature scientifique abondante ;

(v) le territoire a une importance symbolique irréfutable par rapport à notre problématique : grands incendies de forêt récurrents ; présence d'espèces faunistiques emblématiques (la tortue d'Hermann, ou « tortue des Maures », constitue par exemple l'unique tortue terrestre de France métropolitaine) ; stations balnéaires de renommée internationale (notamment Saint Tropez) ; innombrables activités forestières traditionnelles tombées en désuétude, etc.

Plan de la thèse

La thèse est structurée en trois grandes parties nettement différenciées d'un point de vue aussi bien thématique que méthodologique. Leur enchaînement illustre l'avancement chronologique de notre recherche et peut donc être lu comme une sorte de « parcours initiatique » :

En tant qu'économistes, nous avons d'abord étudié la façon dont la Science Economique traite le problème du feu, les postulats sur lesquels elle se base, les méthodes qu'elle propose et le type de réponses qu'elle fournit. Le **chapitre 1** présente en détail la genèse de cette « Economie du feu » dont les origines remontent à il y a environ un siècle, son cadre théorique, ses applications et les efforts réalisés par les économistes du feu pour donner un contenu matériel et concret à leur modèle de base. Le **chapitre 2** expose trois sophismes sous-jacents à l'« Economie du feu », à savoir : (i) l'assimilation du 'problème' du feu à la théorie micro-économique du choix du producteur ; (ii) la monétarisation systématique des impacts du feu ; et (iii) la considération de la « comparabilité forte » comme condition sine qua non de rationalité. Le **chapitre 3** (premier chapitre à caractère empirique) est consacré à l'estimation des dépenses de protection contre le feu dans notre territoire d'études.

Etant donné les limites intrinsèques de l'« Economie du feu », le focus de ce travail de recherche est placé dans un deuxième temps sur des approches plus hétérodoxes. La deuxième partie de la thèse est ainsi consacrée à la présentation de l'approche des Scénarios Environnementaux, de sa pertinence par rapport à notre problématique et de son application concrète à notre étude de cas. Le **chapitre 4** (principalement théorique) met en avant les particularités de cette approche essentiellement plurivoque et propose une typologie générique de scénarios basée sur une quinzaine de critères aussi bien conceptuels, que matériels ou situationnels. Les deux autres chapitres de cette deuxième partie sont de nature empirique. **Le chapitre 5** présente les premières étapes du processus de création de plusieurs « scénarios de vie avec le feu » dans les Maures. Les étapes en question sont : (i) la réalisation d'une analyse institutionnelle ; (ii) l'identification des « forces motrices » ; et (iii) l'application de la méthode « des deux axes » (ces étapes aboutissent à la création de quatre scénarios préliminaires). Le **chapitre 6** présente les étapes suivantes dans ce processus prospectif : (iv) la phase de consultation des acteurs ; et (v) l'élaboration de la version finale des scénarios.

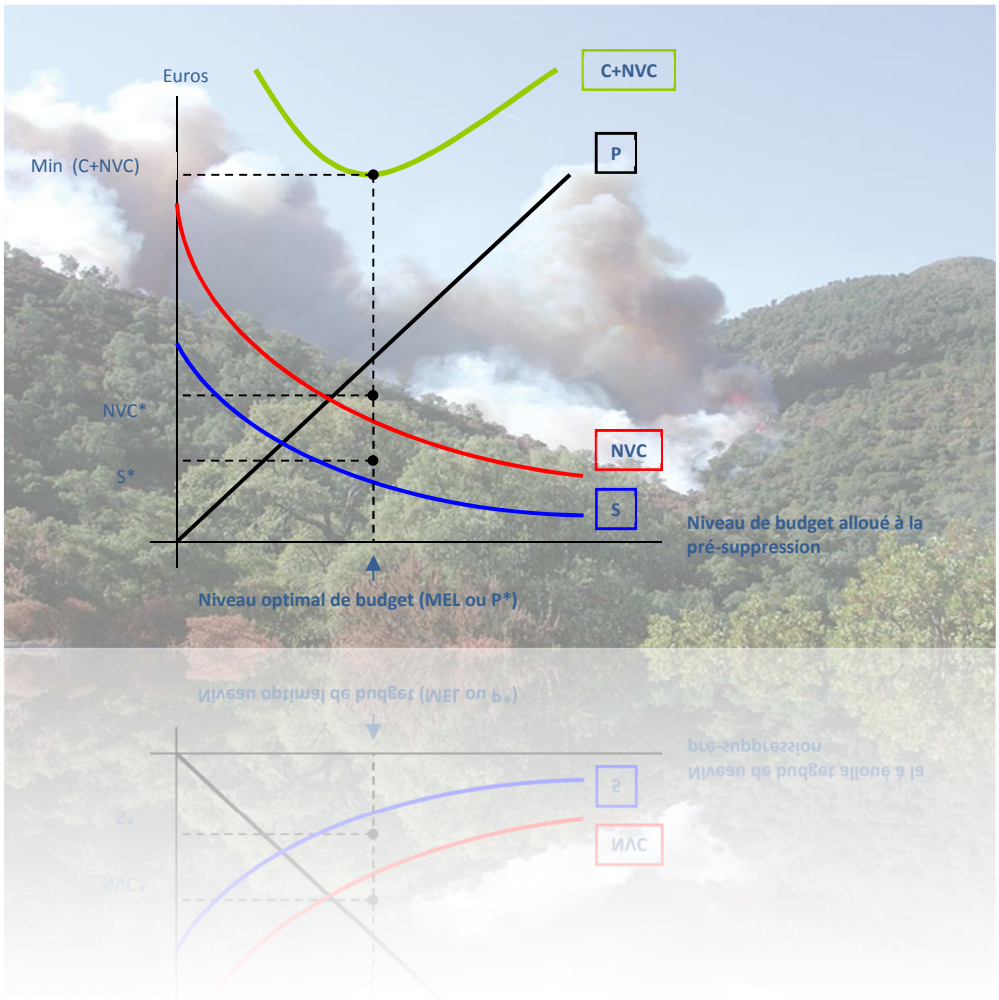
La troisième et dernière partie de ce travail présente l'exploration à travers une Approche Participative MultiCritère (APMC) des quatre « avenirs du feu » auxquels aboutit le processus décrit dans la partie précédente. Le **chapitre 7** (de nature théorique) présente l'évolution et les caractéristiques des APMC et propose une analyse comparative de quatre APMC communément appliquées à la gestion des systèmes socio-écologiques et à la gouvernance du risque. Les deux autres chapitres de cette troisième partie sont de nature empirique. Le **chapitre 8** propose une (re)structuration de la problématique du feu dans notre territoire d'études selon une logique multicritère. Enfin, le **chapitre 9** présente en détail l'exploration des scénarios par les acteurs locaux à travers une APMC « hybride » créée pour l'occasion et inspirée de deux des APMC étudiées dans le chapitre précédent, à savoir, la *Multi-Criteria Mapping* (Stirling 1997 ; Stirling & Mayer 1999 ; etc.) et l'*Approche INTEGRAAL* (O'Connor 2006b ; O'Connor et al. 2010 , etc.).

PREMIERE PARTIE

L'Economie du feu :

fondements théoriques, limites intrinsèques et pertinence réelle de l'analyse économique des incendies de forêt…

…Une boule de cristal derrière le critère d'efficience sociale ?



Dans cette **PREMIERE PARTIE**, composée des chapitres 1 à 3, nous étudierons en détail la pertinence de l'analyse économique de la problématique du feu. Comme on le verra, l'économiste répond à notre question initiale (« comment vivre avec le feu ? ») à travers l'utilisation de concepts tels que le « *budget optimal de protection* » ; « *la minimisation de la fonction de coûts nets de protection* » ou « *l'efficience sociale des activités de protection* ». Comme on le verra aussi, selon la logique économique, la forêt et les enjeux qui y sont présents ne méritent être 'protégés' que dans la mesure où la valeur que la société leur attribue est supérieure ou égale au coût de leur protection. En dessous de ce seuil, en effet, le coût d'opportunité associé aux activités de protection devient trop important et rend alors la protection injustifiée ou irrationnelle **(chapitre 1)**. A travers ce genre de raisonnement, l'« Economie du feu » fournit donc aux décideurs un critère concret et directement applicable dans la gestion du phénomène (tout au moins d'un point de vue théorique).

Comme on aura l'occasion de le souligner, l'application d'une telle logique à la problématique du feu se base cependant sur des postulats contestables et peut conduire à des choix regrettables aussi bien d'un point de vue écologique, que social ou politique **(chapitre 2)**.

Compte tenu des limites inhérentes à cette approche, nous ne proposerons son application vis-à-vis du « problème » du feu que de façon partielle, en nous focalisant sur l'offre de protection et en limitant la considération d'unités monétaires à la « simple » estimation des dépenses de protection sur notre territoire d'étude **(chapitre 3)**.

Dans un deuxième temps, nous élargirons donc le prisme d'analyse à travers la création (aux côtés des acteurs) de plusieurs scénarios de vie avec le feu **(DEUXIEME PARTIE)**, puis à travers l'exploration de ces derniers dans le cadre d'une Analyse Participative MultiCritère (APMC) **(TROISIEME PARTIE)**.

CHAPITRE 1

GENESE, CADRE THEORIQUE ET APPLICATIONS EMPIRIQUES DE L'« ECONOMIE DU FEU »

1.0 Introduction

Comment la théorie économique analyse-t-elle la problématique des feux de forêt ? Quels concepts et quels raisonnements mobilise-t-elle ? Quels outils et quelles méthodes propose-t-elle d'employer ? Quelles réponses fournit-elle ? Bref, qu'est-ce que l'« Economie du feu »[1] et que peut-elle nous apporter dans notre recherche ? Telles sont les questions auxquelles nous tenterons de répondre dans ce premier chapitre.

Pour y arriver, pour mieux connaître et mieux comprendre l'essence de l'Economie du feu (et donc sa pertinence réelle par rapport à notre problématique), nous procéderons de manière chronologique, depuis les années 1920 jusqu'à nos jours. Nous prêterons une attention particulière à l'évolution du contexte social, économique et scientifique dans lequel se développe l'Economie du feu, ainsi qu'à celle de sa légitimité institutionnelle, des centres d'intérêt majoritairement traités et des techniques utilisées.

Nous analyserons tout d'abord les origines de l'Economie du feu, qui remontent à il y a environ un siècle. Nous présenterons plus concrètement le modèle pionnier de Sparhawk (1925), le dénommé LC+L (*Least Cost + Losses*), qui constitue la première formalisation du problème du feu selon les standards théoriques majoritaires en Economie. Ce modèle, ignoré pendant plusieurs décennies et par les décideurs politiques et par les gestionnaires du risque, inspire cependant la plupart des travaux publiés ces dernières années dans ce domaine (**section 1.1**).

Nous nous centrerons ensuite sur le modèle C+NVC (*Cost plus Net Value Change*) (Mills & Bratten 1982), une adaptation du travail initial de Sparhawk, devenue aujourd'hui le cadre théorique principal de l'Economie du feu et la référence incontournable dans la matière. Comme on le verra, ce modèle de base globalement reconnu suscite néanmoins des critiques diverses qui vont du simple amendement à sa reformulation complète (**section 1.2**).

Enfin, dans un troisième temps, nous nous pencherons sur les travaux plus récents des économistes du feu. Comme on aura l'occasion de voir, les efforts de ces derniers se centrent désormais sur la recherche d'un contenu concret (numérique) et adapté (monétaire) au cadre d'analyse déjà évoqué. Dans cette troisième section, nous analyserons donc les différentes tentatives menées par les économistes du feu pour estimer des valeurs monétaires associables aux différents enjeux exposés au feu (intérêt récréatif de la forêt, qualité de l'écosystème, paysage, etc.) (**section 1.3**).

La conclusion du chapitre nous permettra de revenir sur les caractéristiques principales de l'Economie du feu et de faire la transition avec le **chapitre 2**, portant sur les limites de cette approche.

[1] L'économie du feu englobe l'ensemble des travaux que les économistes ont proposé sur la problématique des feux de forêt. Ces auteurs partagent non seulement une thématique commune (le feu), mais aussi un même cadre théorique, à savoir l'Economie Environnementale, dont ils s'inspirent plus ou moins fortement pour créer leur propre cadre d'analyse et leurs propres outils d'évaluation. Plus concrètement, et d'un point de vue strictement « *fonctionnel* » (dans le sens de Polanyi), l'Economie du feu cherche à déterminer : (i) la fraction optimale du montant total de ressources disponibles devant être allouée à la gestion du feu ; et (ii) la distribution de cette fraction entre les différentes activités de prévention et de lutte (Gorte & Gorte 1979 : 1).

1.1 Les origines : le modèle LC+L (Least Cost + Losses)

Dans cette première section, nous présenterons tout d'abord le contexte historique et géographique particulier dans lequel naît l'Economie du feu (**sous-section 1.1.1**). Nous présenterons ensuite les trois composantes principales du modèle LC+L et la façon dont elles sont reliées (**sous-section 1.1.2**). Enfin, nous exposerons les différents compléments apportés par Simard (1976) au modèle d'origine (**sous-section 1.1.3**).

1.1.1 Contexte historique

L'idée d'un niveau optimal de protection face aux incendies de forêt est tout d'abord évoquée par Headly (1916), puis formalisée quelques années plus tard par Sparhawk (1925). Il y a donc quasiment un siècle, ces auteurs soulignaient déjà l'existence d'un seuil de dépenses au-delà duquel il n'est plus rationnel -d'un point de vue économique- d'investir davantage d'argent dans la prévention et/ou dans la limitation de l'impact du feu sur les différents enjeux exposés (bois commercialisable, paysage, biodiversité, intérêt récréatif, etc.). Ayant pour corolaire logique l'existence d'un niveau de « dommage optimal »[2], un tel argument peut paraître choquant aux non-économistes, mais constitue en fait un élément caractéristique de l'approche marchande vis-à-vis des problèmes environnementaux (Jacobs [1991] 1997 : 132 ; Faucheux & Noël 1995 : 179 ; Gowdy & O'Hara 1995 : 153 ; Spash 1997a : 177 ; Martínez-Alier & Roca [2000] 2001 : 118 ; Söderbaum 2000 : 10 ; Vatn 2002 : 152 ; etc.)[3].

L'application de l'idée d'optimalité dans le domaine des incendies de forêts est donc très ancienne. Dans le cas d'Headly (1916), elle précède même les travaux de Pigou (1920) sur le concept des « externalités », qui influence largement l'Economie Environnementale tout au long du XXe siècle. Des parallélismes existent pourtant entre ces auteurs (Headly cherche en effet à internaliser dans le calcul d'un niveau optimal de protection la valeur monétaire des dommages évités par les activités de prévention et de lutte[4].

Comme on le verra par la suite, l'application du concept d'optimalité à la gestion du feu est surtout assimilable au problème du choix d'un producteur (en l'occurrence, d'un « producteur de protection ») cherchant à maximiser son profit à travers la comparaison de ses recettes marginales (dommages évités à la marge) et de ses coûts marginaux (dépenses de protection à la marge) (Simard 1976 : 7 ; Bellinger et al. 1983 : 373). Ce chapitre mettra en évidence les nombreux parallélismes entre les différents modèles de l'Economie du feu et la théorie microéconomique de la production (la

[2] Autrement dit, le budget de protection permettant d'éviter tous les feux et réduisant la surface brulée à zéro hectare de forêt n'est pas forcément le plus efficient (Althaus & Mills 1982 : 2). On suppose bien évidemment que cela est faisable techniquement.

[3] Ce raisonnement est particulièrement présent dans l'analyse économique des problèmes liée à la pollution.

[4] Ces dommages concernent dans la plupart des cas des 'biens' non marchands dont la valeur (monétaire) doit être estimée d'une façon ou d'une autre, selon le raisonnement économique standard, pour pouvoir être ensuite « internalisée » dans le calcul de l'optimum. Dans le cas du feu, les dommages éventuels ne peuvent pas être associés à une activité marchande déterminée (élément pourtant central de l'analyse pigovienne des externalités), puisqu'ils découlent d'un aléa naturel en principe indépendant de toute activité productive ou de tout échange marchand. De ce fait, et toujours selon la logique économique, il n'existe pas de divergence entre le coût marginal social (CmS) et le coût marginal privé (CmP), celui-ci étant tout simplement inexistant.

plupart de ces modèles conçoivent en effet les activités de protection comme des *inputs* -ou facteurs de production- complémentaires au sein d'une fonction de « production » dans laquelle l'*output* -le bien produit- correspond à la sauvegarde du milieu forestier face à la menace du feu).

L'existence d'un niveau optimal de protection contre le feu (ou de dommages) justifie donc l'idée selon laquelle il n'est pas sociétalement souhaitable de prévenir ou supprimer le feu de façon systématique et à n'importe quel coût. Aujourd'hui, suite au développement de l'Ecologie du feu (ayant souligné notamment les bienfaits de certains feux de forêt) et à l'accroissement continu des budgets de protection dans la plupart des pays soumis au risque « feux de forêt » (la facture de protection contre le feu est devenue financièrement insupportable même pour les plus grandes puissances économiques), une telle idée est partagée par un nombre relativement important d'experts, de décideurs politiques et de citoyens. Il n'en allait pas de même cependant aux Etats-Unis au moment où le modèle LC+L est publié pour la première fois dans les années 1920, et encore moins dans le contexte des années 1930, largement influencé par la politique des grands travaux menés par Franklin Roosevelt et par le bilan particulièrement sévère des incendies survenus en début de décennie[5] (Rothman 2007 : 55 ; Donovan et al. 1999 : 99)[6]. Dans ce contexte particulier, en effet, les recommandations de Sparhawk sont tout simplement ignorées par les Services Forestiers Américains, qui appliquent dès le début des années 1930 la politique dite « de 10h du matin » (*10 AM Policy*). Selon cette doctrine, tout départ de feu ayant échappé à son attaque initiale, devait faire l'objet d'une stratégie de suppression immédiate et systématique dont l'objectif était, coûte que coûte, le contrôle de la situation au plus tard à 10h du lendemain (Gorte & Gorte 1979 : 2 ; Arno & Allison-Bunnell 2002). Cette doctrine a été implémentée à l'échelle nationale des Etats-Unis jusqu'aux années 1970 et s'est traduite par des niveaux de dépenses extrêmement élevés pendant toute la période concernée (Lundgren 1999 : 72 ; Moseley 2007 : 174).

En ce qui concerne la littérature académique, et mis à part les auteurs déjà évoqués et quelques autres rares exceptions postérieures (Flint 1924 ; Craig et al. 1945, etc.), peu d'économistes de l'époque s'opposent à la doctrine des Services Forestiers des Etats-Unis. Au contraire, certains cherchent même à la justifier économiquement. C'est le cas, par exemple, de Hornby (1936), pour qui l'immense valeur des enjeux exposés au feu exige rationnellement un chèque en blanc dédié aux moyens de suppression.

A son origine donc, l'Economie du feu constitue une approche minoritaire et quelque part contestatrice vis-à-vis de la politique forestière dominante dans les Etats-Unis. Celle-ci prône en effet un développement massif du dispositif de prévention et la multiplication des moyens du suppression. Comme nous aurons l'occasion de le voir plus loin dans ce même chapitre, son statut a depuis lors changé profondément. Aujourd'hui, en effet, les textes règlementaires définissant la Politique Fédérale des Etats-Unis sur les Incendies de Forêts sont largement influencés par les dogmes de l'Economie Environnementale et exigent explicitement que la gestion du feu soit basée sur des « *principes économiques* » conduisant à une gestion « *efficiente* » du risque (Hesseln 2000 : 322).

[5] Ces grands feux ont raison de plusieurs vies humaines et de plus de 200.000 hectares de forêt. Ils marquent largement les esprits de la société et des décideurs, influençant la gestion du feu pendant plusieurs décennies.

[6] Le *New Deal* fournit des ressources financières « inimaginables » aux gestionnaires des Parcs Nationaux (Rothman 2007 : 53). Ceux-ci les allouent principalement à la stratégie de suppression du feu. Roosevelt envoie par ailleurs des « *armées de chômeurs* » dans les forêts publiques pour les débroussailler et y créer des pare-feu (ibidem : 56).

Une fois présenté le contexte dans lequel « naît » l'Economie du feu, nous proposons d'analyser le modèle LC+L, qui constitue la première formalisation économique de la problématique du feu et la source d'inspiration de tous les modèles postérieurs.

1.1.2 Les trois composantes principales du modèle LC+L

L'idée de base développée par Sparhawk (1925) est la détermination d'un niveau optimal de protection à travers la minimisation de la valeur agrégée des trois éléments suivants :

(i) les coûts de « protection primaire » (P) ;
(ii) les coûts de suppression (S) ;
(iii) les dégâts provoqués par le feu (L).

Dans les paragraphes suivants, nous présentons le détail de ces trois composantes **(sous-section 1.1.2.1)**, leurs rôles respectifs au sein du modèle LC+L **(sous-section 1.1.2.2)**, puis les relations existantes entre elles **(sous-section 1.1.2.3)**.

1.1.2.1 Les coûts de « protection primaire »7 (Primary Protection Costs)

Ce premier élément, noté P, recouvre plusieurs types de dépenses (Sparhawk 1925 : 693) : (i) les dépenses de prévention (englobant par exemple, la création et l'entretien de coupures de combustible, l'installation de points d'eau, de barrières et de panneaux signalétiques, l'ouverture de pistes forestières dites DFCI[8], etc.) ; (ii) les dépenses liées à la détection des départs de feu (comprenant, entre autres, l'installation de tours de guet, les salaires prévus pour les vigies, etc.) ; (iii) certaines dépenses de suppression ayant la particularité d'être déterminées avant le début de la saison d'incendies (comme par exemple l'achat de nouveaux engins de lutte, le salaire fixe des sapeurs forestiers, le renouvellement du matériel que ces brigades utilisent, etc.).

La caractéristique commune à toutes ces dépenses est que leur montant doit être déterminé a priori par le gestionnaire du risque. Les coûts de « protection primaire » constituent donc la variable décisionnelle ou explicative du modèle. Leur montant est décidé en début de campagne, indépendamment du nombre et de la sévérité des incendies qui seront déclarés *a posteriori* pendant la saison estivale. A titre illustratif, le prix d'achat d'un hélicoptère est par exemple exactement le même indépendamment du fait qu'il y ait 10.000 hectares brûlés ou pas un seul. De façon analogue, les salaires de base des sapeurs forestiers (engagés pour toute l'année et donc, rémunérés indépendamment de la survenance ou pas de feux), ou les dépenses associées aux travaux de débroussaillement ne peuvent être eux non plus influencées par le déroulement de la campagne en question.

1.1.2.2 Les coûts de suppression (Suppression Costs)

Cette deuxième catégorie de coûts, notée par la lettre S, correspond aux dépenses additionnelles qui doivent être assumées lors de l'extinction des incendies. Il s'agit par exemple du coût de combustible

[7] Le concept de « *Primary protection* » a été volontairement choisi par Sparhawk pour mieux distinguer ce premier élément des coûts de suppression, que l'on peut considérer secondaires dans le sens où ils interviennent plus tard, pendant la saison estivale.
[8] Défense de la Forêt Contre les Incendies.

des engins mobilisés (camions, avions bombardiers d'eau[9], etc.), du coût des heures supplémentaires payées aux pompiers et aux sapeurs-forestiers, ou encore, du coût d'opportunité (vacations) des gardes forestiers ou des ingénieurs abandonnant leur poste ordinaire pour pouvoir participer à l'extinction d'un feu.

Contrairement aux coûts de « protection primaire », les coûts de suppression sont considérés comme une variable de résultat. Autrement dit, dans le modèle LC+L, le gestionnaire du risque ne peut pas déterminer le montant de ces coûts. Cela peut s'expliquer par deux arguments principaux :

(i) premièrement, ce type de coûts ne peut être déterminé à l'avance car il dépend en grande partie de facteurs dont la maîtrise échappe complètement au pouvoir d'action des gestionnaires, notamment en ce qui concerne les conditions météorologiques (Sparhawk 1925 : 695). En effet, si la saison est particulièrement sèche et chaleureuse, il est logique de penser que l'occurrence de feux sera plus importante et donc, que l'utilisation de moyens de suppression sera elle aussi plus conséquente.

(ii) Deuxièmement, selon l'auteur, lorsqu'un feu est déclaré, les gestionnaires du risque n'ont pas vraiment le choix et doivent intervenir quelle que soit la situation afin de le contrôler. Dans les termes de Sparhawk (1925 : 693), « *les coûts de suppression ne peuvent pas, ou ne devraient pas, être limités par une allocation préalable de fonds, puisque tous les feux à quelques exceptions près, doivent être combattus (…). Même dans de vastes territoires où très peu d'enjeux humains sont exposés, il est généralement nécessaire de supprimer le feu avant qu'il ne devienne plus grand et puisse arriver sur des zones où les dommages seraient plus importants* »[10,11].

Les coûts de « protection primaire » (P) et les coûts de suppression (S) constituent ce que Sparhawk (1925 : 693) dénomme les coûts de protection (*Protection Costs*). Selon l'auteur, il existe par ailleurs une relation négative entre ces deux types de coûts : plus les dépenses en « protection primaire » sont grandes, et moins la facture à payer en termes de coûts de suppression sera élevée. Inversement, moins le gestionnaire du risque investit en matière de « protection primaire », et plus les coûts de suppression tendront à augmenter. Cette relation négative peut s'expliquer de deux façons différentes :

(i) Premièrement, par un lien direct, puisque l'augmentation des dépenses de protection primaire entraîne une plus grande efficacité dans les activités de suppression (l'intervention des brigades dans l'extinction d'un feu est d'autant plus performante que celles-ci ont été bien formées et entraînées, qu'elles sont bien équipées, et qu'elles peuvent s'appuyer sur un bon réseau de pistes d'accès à la forêt et sur des coupures de combustibles convenablement positionnées et entretenues).

(ii) Deuxièmement, par un lien indirect, puisque si bien les coûts de suppression dépendent de l'occurrence des feux, celle-ci peut être en partie influencée par les activités de « protection

[9] L'exemple des avions bombardiers constitue bien entendu un anachronisme par rapport aux explications de Sparhawk (1925).
[10] Traduction par l'auteur.
[11] Comme on peut le constater, le concept de niveau de dommage optimal chez Sparhawk ne répond pas à une vision avant-gardiste du feu basée sur les impacts positifs que ce dernier peut avoir sur le milieu forestier (une vision qui sera développée par l'Ecologie du feu), mais plutôt sur une forte conviction dans l'analyse économique et sur la pertinence du principe d'efficience appliqué à la gestion environnementale.

primaire » : en effet, plus le gestionnaire du risque investit en matière de sensibilisation du public et en l'installation de tours de guet, moins la probabilité de grands incendies de forêt est grande et donc, moins les coûts de suppression seront importants.

1.1.2.3 Les dégâts provoqués par le feu (Losses)[12]

Ce troisième élément, noté par la lettre L, regroupe les pertes liées au passage du feu malgré les efforts de protection ayant pu être réalisés au préalable. A l'intérieur de cette catégorie, on retrouve donc les valeurs monétaires associées aux dommages provoqués par le feu sur les différents enjeux exposés à l'aléa. Ces dommages englobent donc, entre autres, la destruction ou dégradation du bois commercialisable, l'endommagement d'infrastructures diverses, l'impact sur la faune et la flore, la dégradation du paysage, la diminution de l'intérêt récréatif du milieu, etc.

Par ailleurs, et comme c'était déjà le cas pour les coûts de suppression, le montant de ces dégâts ne peut être déterminé à l'avance (il s'agit donc également d'une variable de résultat). La valeur de ces dommages dépend de plusieurs facteurs plus ou moins maîtrisables tels que l'inflammabilité, la contrôlabilité, l'exposition à l'aléa (etc.). Le degré d'inflammabilité, par exemple, n'est que très partiellement contrôlable par les gestionnaires du risque (il dépend principalement de l'indice de sécheresse, des niveaux des températures, de la force et de la direction des vents, etc.). Au contraire, le degré de contrôlabilité du feu constitue, lui, un facteur beaucoup plus influençable par l'action humaine, puisqu'il dépend directement des efforts réalisés en matière de « protection primaire »... Le choix proposé par Sparhawk (1925) est donc de supposer que la variable composite « L » est négativement influencée par la variable P. Autrement dit, plus le gestionnaire du risque installe des tours de guet, entretient les coupures de combustible et achète des engins d'intervention, et moins le feu est supposé causer des dégâts sur l'ensemble des ressources considérées.

Selon Sparhawk (1925), le fait que les coûts de suppression et les dégâts provoqués par le feu (variable « S » et « L » respectivement) soient toutes les deux négativement influencées par les dépenses en protection primaire (P) justifie leur agrégation au sein d'une variable chapeau appelée « dommage total » (*Total Liability*) et dénommée TL :

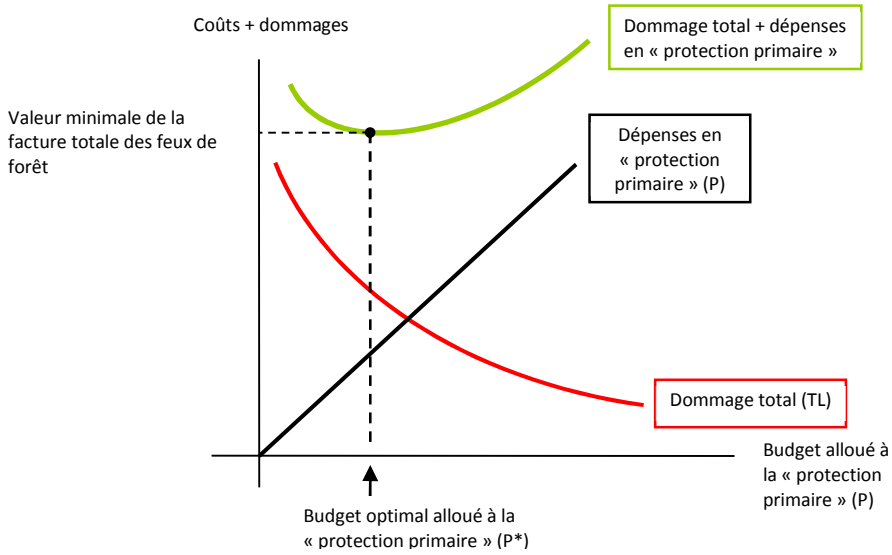
$$TL(P) = f(P) = S(P) + L(P)$$

Graphiquement, Sparhawk (1925 : 695) place les dépenses de « protection primaire » sur l'axe des abscisses, tandis que l'ensemble des coûts et des dommages sont, eux, placés sur l'axe des ordonnées (figure 2.1). L'addition du dommage total (TL) et de la « protection primaire » (P) procure une fonction de coûts totaux, dont la courbe correspondante a une forme de U et dont le minimum correspond au niveau optimal de budget devant être alloué à la « protection primaire » contre les incendies de forêt.

[12] Il est important de préciser que la critique réalisée par Headly (1916) et Sparhawk (1925) à la stratégie de suppression systématique du feu ne découle pas d'une prise en considération des bénéfices potentiels du passage du feu (celui-ci étant perçu sans hésitations et par l'un et par l'autre comme un véritable fléau), mais plutôt du concept d'efficience économique et de la volonté de comparer à la marge les valeurs associées aux dommages et aux coûts de protection contre le feu.

L'hypothèse est faite que des augmentations similaires et successives dans le niveau des dépenses en « protection primaire » (P) se traduisent par des diminutions de moins en moins importantes du dommage total (TL). Autrement dit, le rendement marginal des dépenses en « protection primaire » est supposé être décroissant. La courbe TL est donc décroissante et convexe.

Figure 1.1 : Représentation graphique du modèle LC+L



Source : Sparhawk (1925 : 695)

Il est important de préciser que l'axe des abscisses peut indiquer, selon les auteurs et selon les interprétations postérieures du modèle, soit les dépenses en matière de « protection primaire » (exprimées donc en unités monétaires), soit l'effort matériel exprimé en unités physiques (nombre d'hectares débroussaillés, nombre de patrouilles prévues, etc.). Dans le premier cas, la représentation des dépenses en « protection primaire » correspond logiquement à la bissectrice des deux axes orthogonaux. Dans le deuxième cas, ces dépenses sont représentées par une ligne droite croissante dont la pente est déterminée par le prix unitaire des moyens déployés.

Mathématiquement[13], la recherche de cet optimum repose sur un calcul de minimisation de la valeur agrégée des coûts de protection primaire (P) et des dommages provoqués par le feu (TL) :

$$\min [P + TL(P)] = \min [P + S(P) + L(P)]$$

Dans le cas où P représente un effort matériel (et qu'il exprime donc des unités physiques telles que des hectares de forêt débroussaillés, des kilomètres de pistes DFCI, ou des personnes employées dans la gestion du risque, etc.), il est possible d'introduire le coût unitaire de l'input considéré (ex : W^P) dans le calcul de minimisation et de proposer ainsi la formulation suivante :

$$\min [P.W^P + S(P) + L(P)]$$

[13] Sparhawk ne propose pas vraiment de formulation mathématique. Il n'applique pas non plus une analyse marginaliste en tant que telle. Nous formulons donc ici une interprétation numérique de la conceptualisation proposée que l'auteur propose sous forme narrative et qualitative.

Dans ce cas de figure, le niveau optimal de P découlerait donc de l'égalisation du coût marginal de « protection primaire » et du dommage marginal :

$$\frac{d\left(P.w^{P}\right)}{dP} = \frac{dTL}{dP} = \frac{dS(P)}{dP} + \frac{dL(P)}{dP},$$

ce qui correspond bien évidemment à égaliser à zéro la dérivée de [P + TL(P)] par rapport à P :

$$\frac{d\left[P.w^{P} + S(P) + (L(P)\right]}{dP} = 0$$

Le niveau optimal de « protection primaire » est donc atteint lorsque le dommage marginal est égal au prix de l'input utilisé dans les activités de protection face au feu :

$$W^{P} = \frac{dTL}{dP}$$

Au-delà de ce budget optimal de « protection primaire », l'investissement de sommes d'argent supplémentaires peut certes réduire les coûts de suppression (S) et les dégâts associés au feu (L), mais ne peut certainement pas réduire la facture totale liée à la gestion du feu (P + TL). Autrement dit, une fois dépassé le budget optimal, le coût marginal de la protection de la forêt contre le feu est supérieur au bénéfice marginal de cette protection. D'un point de vue économique, des dépenses supplémentaires sont donc injustifiées ou irrationnelles (Sparhawk 1925 : 694).

Le modèle LC+L est repris par divers auteurs au cours des décennies postérieures à sa création, sans qu'aucun parmi eux ne le complète ou ne le reformule de façon substantielle. Flint (1924), par exemple, reprend le modèle d'origine en considérant toujours les dépenses de « protection primaire » comme la variable décisionnelle, mais en les exprimant en dollars par acre protégé. Headly (1943), lui, fournit la première tentative d'application du modèle comme critère de comparaison entre plusieurs programmes de protection alternatifs. Craig et al. (1945) reprennent le modèle en considérant pour la première fois et de façon explicite des enjeux autres que le bois commercialisable. D'un point de vue théorique, ces auteurs soulignent par ailleurs la pertinence d'une analyse à la marge. De son côté, Arnold (1949) propose une nouvelle variante du modèle LC+L dans laquelle la variable décisionnelle est la « force de suppression » : celle-ci est optimisée pour chaque niveau du « temps d'attaque » (lapse de temps s'écoulant entre la détection du feu et son attaque). Malgré ces modifications, le raisonnement appliqué dans la détermination du niveau optimal de protection reste semblable à celui proposé initialement par Sparhawk. Enfin, MacTavish (1965) prolonge le travail entrepris par Arnold quelques années auparavant en tentant d'y introduire plus de réalisme dans le modèle (il souligne le besoin de disposer d'énormes bases de données pour que le critère LC+L soit applicable dans la gestion réelle du feu…).

1.1.3 Les apports théoriques de Simard (1976) au modèle d'origine

Le travail de Simard (1976) a, lui, un impact sensiblement plus important dans l'évolution de l'Economie du feu. Ceci s'explique par la mise en parallèle particulièrement explicite que cet auteur propose entre la gestion du feu et la théorie micro-économique. Simard complète en effet le travail de Sparhawk en extrapolant le choix du producteur à la gestion du risque « feux de forêt », et en y appliquant des concepts et des raisonnements typiquement micro-économiques. Son travail repose sur trois fonctions de base. Parmi celles-ci, deux sont similaires à celles proposées dans tout manuel de micro-économie : il s'agit de la fonction de production et de la fonction de coûts. La troisième fonction (celle de dommages) constitue, elle, une nouveauté, mais n'implique en aucun cas un bouleversement significatif par rapport à la théorie micro-économique de la production.

La fonction de production proposée par Simard (1976 : 7) relie le niveau de gestion du feu (*fire management effort*)[14] et la surface brulée (*area burned*). Le niveau de gestion - exprimé en unités physiques (nombre de patrouilles, hectares débroussaillés, etc.) - est considéré comme le facteur de production, tandis que la surface brûlée - exprimée en hectares - est l'équivalent de l'output du processus de transformation (ou plus concrètement, son inverse). La forme de cette fonction de production est calquée sur celle d'une fonction de production classique (voir par exemple : Pindyck & Rubinfeld [1995] 2009 : 211) : dans un premier temps, l'addition de nouvelles unités de « protection primaire » permet des réductions plus que proportionnelles de la surface brûlée. A partir d'un certain seuil cependant, l'impact de ces nouvelles unités sur la surface brûlée devient moins que proportionnel (tout en restant positif). La fonction de production prend donc la forme d'une courbe décroissante, d'abord concave, puis après convexe (quadrant inférieur droit sur la figure 1.2).

En ce qui concerne la fonction de coûts, celle-ci met en relation les dépenses en matière de « protection primaire » et l'effort de cette protection en unités physiques (nombre de patrouilles, hectares débroussaillés, etc.). Graphiquement, cette relation est illustrée par une ligne droite croissante[15] (quadrant inférieur gauche sur la figure 1.2). On suppose donc qu'il n'existe pas de réductions sur le prix unitaire lorsque par exemple, on augmente la quantité d'hélicoptères achetés.

Enfin, la fonction de dommages relie la valeur des dégâts provoqués par le feu (exprimés en unités monétaires) à la surface brûlée (en hectares). L'hypothèse est faite que lorsque la surface brûlée augmente, les dégâts par hectare augmentent eux aussi, ce qui peut être expliqué par l'intensité plus importante des grands incendies de forêt, entraînant donc un impact accru sur la végétation, la faune et les infrastructures existantes). La représentation graphique de cette relation est donc une courbe croissante et strictement convexe (quadrant supérieur droit sur la figure 1.2)

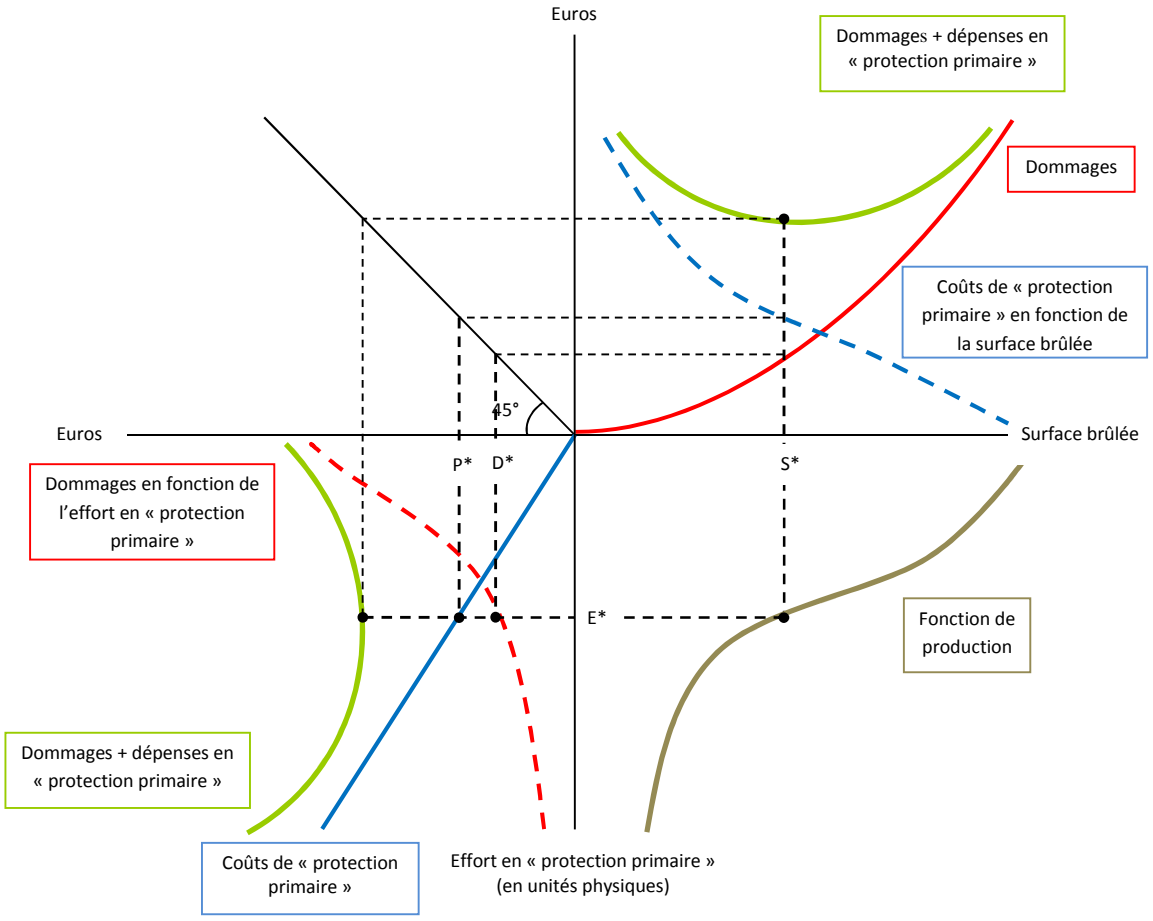
---

[14] Simard ne précise pas la façon dont il conçoit les coûts de suppression. On ne sait donc pas si ces derniers sont inclus dans ce qu'il appelle l'effort de gestion (ils seraient alors considérés comme des inputs) ou s'ils sont plutôt englobés dans sa fonction de dommages (dans ce cas, cela correspondrait au choix fait par Sparhawk). A partir de sa représentation du modèle de Sparhawk et de la terminologie qu'il utilise dans celle-ci, nous interprétons qu'il opte pour la deuxième des options évoquées. Les coûts de suppression seraient donc inclus dans sa fonction de dommages (assimilée à la *total liability* de Sparhawk). L'effort de gestion dont Simard parle peut donc être assimilé au niveau de « protection primaire ».

[15] En règle générale, le coût marginal est considéré variable selon les quantités produites. Sa représentation graphique diffère donc de celle proposée par Simard. Cette différence découle du fait que Simard met en relation le coût total non pas avec le niveau de production, mais avec le niveau de ressources (en unités physiques).

La mise en commun de ces trois fonctions, parmi lesquelles la fonction de production joue un rôle principal[16], permet à l'auteur de déterminer les niveaux optimaux des dépenses en « protection primaire » (P*), de l'effort en « protection primaire » (E*), des dommages causés par le feu (D*) et de la surface brûlée (S*). Comme dans le modèle d'origine, ces optimums sont obtenus à travers la minimisation de la fonction agrégeant les coûts de « protection primaire » et les dommages causés par le feu (courbe en vert sur la figure 1.2). Le raisonnement est donc similaire à celui de Sparhawk, mais encore plus « économicisé » et rapproché de la théorie de la production.

Figure 1.2 : Raisonnement graphique proposé par Simard (1965)

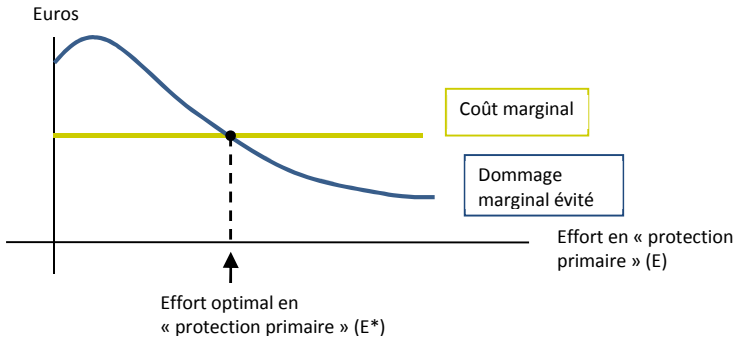


Source : adapté de Simard (1976 : 12)

[16] La fonction de production permet notamment de transformer les fonctions de dommages et de dépenses en « protection primaire » et de les exprimer en unités communes. Ces fonctions « transformées » apparaissent en pointillés sur la figure 1.2.

Le rapprochement opéré par Simard débouche par ailleurs sur une analyse marginaliste explicite dans laquelle sont comparés le coût marginal de « protection primaire » (c'est-à-dire, le coût associé à l'achat d'un hélicoptère supplémentaire, où à la création d'un kilomètre de piste) et le dommage marginal évité, celui-ci étant exprimé en fonction de l'effort réalisé en matière de « protection primaire » (en unités physiques donc). Logiquement, l'effort optimal de « protection primaire » est déterminé par l'égalisation du coût marginal et du dommage marginal évité (figure 1.3).

Figure 1.3 : Détermination de l'effort optimal de « protection primaire » à travers une analyse à la marge



Source : Simard (1976 : 12)

Malgré son ancienneté, malgré l'échec quasiment systématique des auteurs qui tentent de valider empiriquement le modèle, le travail de Sparhawk (1925) reste une référence centrale dans l'étude de l'efficacité économique des programmes de protection contre les feux de forêts (Gorte & Gorte 1979 : 4). Comme nous avons eu occasion de le voir, des développements postérieurs sont proposés (Flint 1924 ; Craig 1945 ; Arnold 1949 ; etc.) et des modifications par rapport à sa formulation initiale se succèdent dans le temps jusqu'à l'avènement du modèle C+NVC dans les années 1980 qui depuis, devient la référence incontournable dans la matière **(section 1.2)**.

Comme nous le verrons par la suite, le cadre d'analyse du modèle LC+L est largement présent dans la structuration du modèle C+NVC (*Cost plus Net Value Change*) (Blattenberg et al. 1984 : 1 ; Gilless & Fried 1991 : 312 ; Donovan & Rideout 2003 : 318). Cette influence explique sans doute le fait qu'il soit encore aujourd'hui très souvent cité par les auteurs travaillant dans ce domaine.

1.2 Le modèle C+NVC: cadre théorique de référence

Comme nous avons déjà eu l'occasion de le dire, le développement du dispositif DFCI (coupures, pistes, etc.), la politique dite « des 10h du matin » et la suppression systématique du feu constituent les principes majeurs de la gestion du feu aux Etats-Unis jusqu'aux années 1970. A ce moment-là, cependant, le contexte économique, administratif et scientifique change significativement. Tout d'abord, la conjoncture économique n'est plus la même : la fin des « trente glorieuses » et le choc pétrolier de 1973 réduisent sensiblement le montant de ressources publiques disponibles et ont un impact important sur les finances du feu. De de plus en plus de voix s'élèvent alors contre le chèque en blanc traditionnellement attribué aux agences fédérales et étatiques compétentes dans la gestion du phénomène (Pyne 2001 : 1006). Ces critiques prennent d'autant plus d'ampleur qu'une dissymétrie croissante se confirme à partir des années 1970 entre la hausse systématique des budgets accordés à la gestion du feu (notamment en matière de suppression) et leur efficacité décroissante sur le terrain (Donovan et al. 1999 : 99 ; Lundgren 1999 : 72). En outre, un nouveau regard sur le feu se répand peu à peu dans la communauté scientifique : les bienfaits de certains feux sont progressivement reconnus, et de plus en plus d'auteurs soulignent les limites d'une politique basée uniquement sur la suppression systématique des feux. Ces idées font aussi évoluer le positionnement des gestionnaires du risque et des bailleurs de fonds (González-Cabán 2007 : 9). La morosité financière, la faible élasticité des surfaces brûlées par rapport aux dépenses de protection et l'évolution de l'Ecologie du feu poussent donc les Etats-Unis à la recherche d'une plus grande efficience dans la gestion du feu. Aujourd'hui, d'ailleurs, les Services Forestiers des Etats-Unis, ainsi que ceux des autres pays concernés par le phénomène, sont sous la surveillance financière des gouvernements régionaux et/ou étatiques (Stetler et al. 2010 : 2233). Les recommandations de Sparhawk, réalisées cinquante ans auparavant, attirent enfin l'attention des décideurs et sortent alors du caveau des oubliettes. Une fois « dépoussiéré » par Mills & Bratten (1982), le critère LC+L (modifié et renommé C+NVC) est donc finalement retenu comme justification centrale dans la recherche du niveau optimal de protection contre le feu. Il constitue désormais le critère central dans l'évaluation économique des programmes de protection contre les incendies de forêt (González-Cabán et al. 1986 : 1 ; Rideout & Omi, 1990 : 614 ; Gebert et al. 2008 : 295 ; etc.)[17].

Dans cette deuxième section, focalisée donc sur le modèle C+NVC en tant que cadre théorique de l'Economie du feu, nous procéderons en trois temps : nous présenterons tout d'abord les composantes du modèle, en insistant bien évidemment sur les ressemblances et les différences vis-à-vis du modèle initial de Sparhawk (**sous-section 1.2.1**). Nous nous intéresserons ensuite aux tentatives d'application du modèle dans la réalité (**sous-section 1.2.2**). Enfin, nous exposerons les adaptations successives apportées ces dernières décennies à la première version du modèle C+NVC (**sous-section 1.2.3**).

[17] Le critère C+NVC oriente notamment les différents modèles développés par la cellule forestière du Ministère de l'Agriculture des Etats-Unis (FEES 1982 ; NFMAS 1995 ; etc.).

1.2.1 Les caractéristiques du modèle

Le modèle C+NVC suit les grandes lignes du modèle LC+L en retenant trois éléments principaux :

(i) les coûts de pré-suppression ;
(ii) les coûts de suppression ;
(iii) le changement net de la valeur de la forêt.

Comme nous l'avons fait pour le modèle de Sparhawk, nous proposons d'analyser un par un ces trois éléments centraux, ainsi que leurs interrelations.

1.2.1.1 Les coûts de pré-suppression (Presupression costs, P)

Ce premier élément, noté P, constitue la variable indépendante du modèle et occupe l'axe des abscisses dans sa représentation graphique. Il recouvre les dépenses de réduction de la biomasse combustible, de surveillance, de détection, ainsi que certaines dépenses de suppression déterminées avant le début de la saison d'incendies[18]. Cet élément est donc similaire à ce que Sparhawk dénomme la « protection primaire ». Il s'agit également de la variable décisionnelle du modèle.

1.2.1.2 Les coûts de suppression (Suppression costs, S)

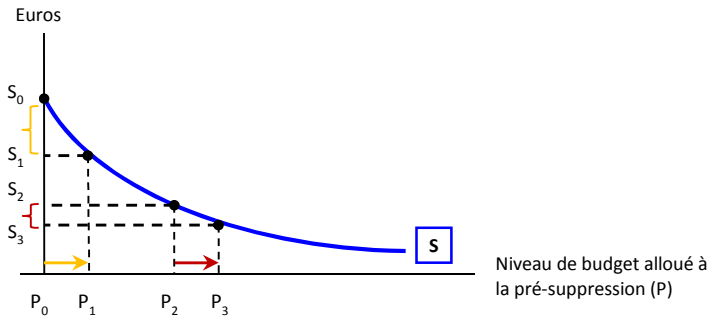
Lorsque malgré les mesures de prévention le feu éclot et que les mesures dites d'attaque initiale ne suffisent pas pour le maîtriser, le gestionnaire du risque a recours à des ressources spécialement mobilisées pour l'occasion. Il assume alors des coûts de suppression (S). Comme dans le modèle de Sparahwk, la variable S est considérée ici aussi comme étant une variable de résultat négativement influencée par le montant dépensé en matière de pré-suppression (P)[19]. Par ailleurs, comme dans le modèle LC+L, le rendement marginal des dépenses de pré-suppression (en termes de coûts de suppression évités) est supposé être décroissant (voir figure 1.4)[20].

[18] Comme par exemple, l'achat de nouveaux hélicoptères ou le salaire fixe des membres des brigades dont le déploiement est prévu pour les mois d'été…

[19] Il est d'autant plus important d'analyser en détail les liens existants entre ces variables que plusieurs auteurs les interprètent incorrectement ou confondent la version initiale du modèle avec des versions postérieures largement remaniées… Ainsi, par exemple, Mavsar et al. (2010 : 95) affirment erronément que *« les dépenses en pré-suppression (P) et celles en suppression (S) constituent deux inputs indépendants dans le modèle C+NVC »*.

[20] Exemple illustratif : la première tour de guet installée dans un massif forestier soumis à l'aléa « feu » permet d'augmenter la visibilité et la capacité de détection dans une très grande proportion. Elle permet ainsi de réduire très considérablement les dépenses de suppression liées aux grands incendies de forêt. La deuxième tour de guet permet elle aussi une réduction considérable de ces dépenses, mais cette réduction est un peu moins importante que celle de la première vigie. A partir d'un certain nombre de tours de guet, l'installation de nouveaux points d'observation n'apporte quasiment rien, la surface déjà couverte étant déjà très grande. L'impact sur les coûts de suppression des nouvelles tours de guet devient alors quasiment nul.

Figure 1.4 : Illustration des rendements marginaux décroissants des dépenses en pré-suppression



Source : auteur

Dans ce nouveau modèle, les coûts de pré-suppression (P) et ceux de suppression (S) constituent l'ensemble des coûts de protection face au feu (*Protection Costs*), notés par la lettre C :

$$P + S = C$$

1.2.1.3 Le changement net de la valeur de la forêt (Net Value Change, NVC)

Ce troisième élément constitue la nouveauté principale par rapport au modèle LC+L. Il s'agit d'une fonction de coûts nets dont le signe est positif lorsque les dégâts provoqués par le feu (perte de bois commercial, destruction d'installations, etc.) sont supérieurs à ses bienfaits (ouverture du milieu, régénération de certaines espèces de faune et de flore, réduction du risque de grands incendies, etc.). A l'inverse, lorsque la valeur des bienfaits dépasse celles des dégâts, le signe du NVC est négatif[21]. La fonction NVC constitue donc une fonction composite dans laquelle sont agrégées les valeurs monétaires associées aux variations des quantités des différentes ressources conditionnées par le feu. Mathématiquement, cette agrégation peut être exprimée comme suit (Althaus & Mills 1982 : 1 ; Mills & Bratten 1982 : 8) :

$$NVC = \sum_{i=1}^{n} \left[(Q_i - Q_i^{'}) V_i \right]$$

avec :
Q = niveau de la ressource considérée avant le passage du feu ;
Q' = niveau de la ressource considérée après le passage du feu ;
V = valeur monétaire associée à chaque unité de la ressource en question ;
i = ressource analysée ;
n = nombre total de ressources à prendre en compte dans l'analyse.

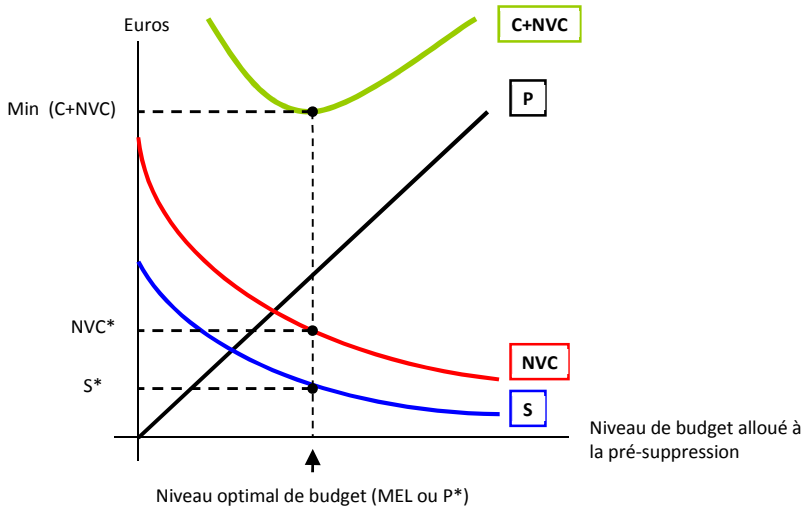
[21] Cette particularité peut sembler peu logique selon la méthodologie classique dans l'évaluation de projets, mais elle permet d'additionner directement le NVC aux coûts de protection contre le feu (Schweitzer et al. 1982).

Graphiquement, on assume le plus souvent que le signe de la fonction NVC est positif, c'est-à-dire, que la valeur associée aux dommages dépasse la valeur estimée pour les bienfaits du feu[22]. Le résultat est donc une fonction généralement représentée au-dessus de l'axe des abscisses (avec NVC ≥ 0 pour toute valeur de P).

Comme c'était déjà le cas pour les coûts de suppression, le montant de NVC ne peut être déterminé à l'avance (il s'agit d'une variable de résultat négativement influencée par le niveau des dépenses en pré-suppression). Ici encore, les rendements marginaux de ces dépenses sont supposés être décroissants (NVC est donc une fonction décroissante et convexe).

L'agrégation de NVC et C permet d'obtenir une fonction nommée C+NVC englobant donc les trois éléments du modèle. Le minimum de cette fonction en forme de U (figure 1.5) correspond au niveau optimal du budget alloué à la pré-suppression (*Most Efficient Level* -MEL- ou P* selon les auteurs).

Figure 1.5 : Représentation graphique du modèle C+NVC

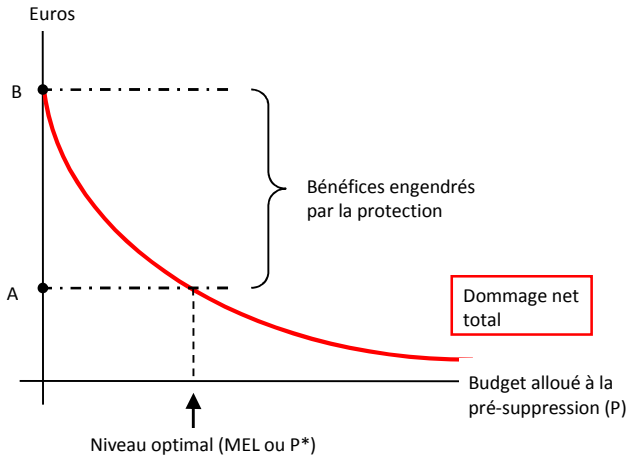


Source : adapté de Mills & Bratten (1982 : 2)

Le modèle C+NVC représenté ci-dessus est en fait semblable à une Analyse Coûts-Bénéfices (ACB) traditionnelle où l'on comparerait pour chaque niveau de budget les coûts de pré-suppression et les bénéfices tirés de cette gestion (de telle sorte que si les deuxièmes dépassent les premiers, le programme devrait être logiquement appliqué). Dans le modèle C+NVC, cependant, ces bénéfices sont implicites et correspondent aux dommages nets évités (c'est-à-dire, à la valeur inverse de la somme des éléments S et NVC). Ainsi, par exemple, les bénéfices implicites engendrés par le niveau de budget optimal P* équivaudraient à la différence existante entre la valeur du dommage total net estimée pour ce niveau de budget (soit S*+NVC*), et celle estimée en l'absence totale de pré-suppression, c'est-à-dire lorsque P = 0 (ces deux cas de figure sont représentés par les points A et B respectivement dans la figure 1.6).

[22] La reconnaissance des bienfaits que le feu peut entraîner sur la qualité de l'écosystème forestier (ouverture du milieu, régénération de certaines espèces…) a constitué une des grandes modifications introduites par le modèle C+NVC par rapport à l'ancien modèle LC+L.

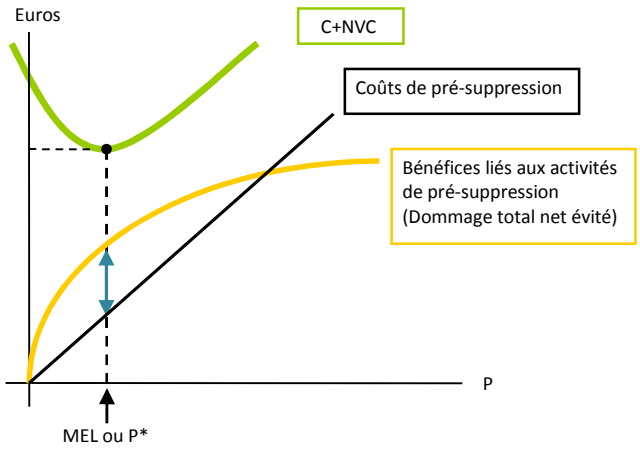
Figure 1.6 : Bénéfices de la protection contre les incendies de forêt



Source : adapté de Rideout et al. (1999 : 219)

Logiquement, plus le budget dédié aux activités de pré-suppression augmente (déplacement vers la droite sur le graphique), et plus le bénéfice implicite associé aux activités de protection sera important (graphiquement, cela se traduit par la décroissance de la courbe de dommage net total). Cela dit, au fur et à mesure que P augmente, le bénéfice lié à une augmentation supplémentaire de ce budget de pré-suppression devient de moins en moins important (graphiquement, cela explique la convexité de la courbe de dommage net total). Théoriquement, il est donc possible de calculer une fonction de « bénéfices » (ou plus exactement, une fonction de dommages nets évités) exprimée en fonction du budget de pré-suppression (figure 1.7). Cela revient à calculer la distance entre A et B pour chaque valeur possible de P. Le résultat est une fonction croissante et concave (du fait des rendements marginaux décroissants de P)[23]. Le niveau de budget qui maximiserait la différence entre les bénéfices et les coûts de pré-suppression correspondrait au budget optimal P*. Pour ce niveau optimal P*, les bénéfices marginaux seraient bien sûr équivalents aux coûts marginaux.

Figure 1.7 : Logique de l'Analyse Coûts-Bénéfices (ACB) et C+NVC



Source : auteur

[23] Le raisonnement est semblable à celui proposé par Rideout & Omi (1990).

1.2.2 Quelques exemples d'application du modèle C+NVC dans la réalité

En prévision d'une éventuelle implémentation méthodique du critère C+NVC à l'échelle locale puis régionale, le Ministère chargé de la forêt aux Etats-Unis commandite dès le début des années 1980 plusieurs études sur l'applicabilité réelle du modèle. Une des premières études réalisées dans ce sens-là est celle de Schweitzer et al. (1982), qui analysent l'efficience économique de plusieurs budgets de pré-suppression dans six forêts domaniales des Etats-Unis[24]. Dans cette analyse, les auteurs se focalisent sur deux composantes particulières de pré-suppression (la capacité d'attaque initiale et la flotte aérienne)[25] et s'intéressent notamment à leur influence sur les variables S et NVC. Plus concrètement, l'étude retient quatre niveaux de budget différents ($PL_1 \rightarrow PL_4$) et propose des estimations pour chacun d'eux des niveaux des dépenses de suppression (S) et du changement net de la valeur de la forêt (NVC). Chaque niveau de budget est par ailleurs analysé pour trois saisons d'incendies ayant des indices moyens de sévérité différents (modérée, intermédiaire et élevée)[26]. Pour chaque type de saison, la collecte de données historiques et la consultation d'un panel d'experts permettent d'estimer les variations probables de S et de NVC suite aux modifications du niveau de budget de pré-suppression. Il est important de souligner que le modèle C+NVC n'est appliqué ici que de façon partielle et discrète (pour un nombre limité de budgets), et qu'il s'agit d'une analyse comparative réalisée presque par tâtonnement. Les auteurs ne calculent donc ni les fonctions constitutives du modèle, ni le niveau optimal de budget (P*) ; ils cherchent plutôt à déterminer le budget le plus efficient parmi les quatre options considérées, et ce, en comparant les estimations qu'eux même réalisent pour C+NVC.

Malgré les particularités intrinsèques à chacune des six forêts analysées, les auteurs parviennent à plusieurs constats globaux. Tout d'abord, le budget le moins élevé s'avère être le plus efficient dans 12 des 17 simulations réalisées [(6x3)-1]. Ce constat est valable aussi bien pour la flotte aérienne que pour la capacité d'attaque initiale.

Par ailleurs, dans quatre des six forêts considérées, le budget le moins élevé est en fait le plus efficient pour les trois niveaux de sévérité envisagés (la sévérité n'aurait donc aucune influence sur le choix optimal pour le gestionnaire du risque).

A partir de ces résultats, les auteurs concluent que les demandes de fonds supplémentaires réalisées par les gestionnaires locaux lors des années jugées à risque ne sont que très rarement justifiées. En outre, les auteurs remarquent aussi une relation positive entre les dépenses de pré-suppression (P) et les coûts de suppression (S), ce qui contredit la logique du modèle C+NVC. Malheureusement, les auteurs n'interprètent pas ces résultats et n'approfondissent pas leur étude sur ce point concret.

Enfin, les auteurs soulignent par ailleurs le poids très faible du NVC dans le montant total de la valeur du C+NVC. Selon eux, ce montant total serait principalement déterminé par les coûts de suppression.

---

[24] Le fait d'analyser dans une même étude l'efficience économique des activités de pré-suppression dans plusieurs forêts découle du fait que chacune de ses forêts constitue une combinaison particulière de facteurs déterminants dans les relations existantes entre les variables du modèle (type de végétation, force des vents, typographie, continuité végétale, etc.). Les résultats de l'application du modèle dans un massif ne peuvent pas être appliqués automatiquement, par simple analogie, dans un autre massif.

[25] Le choix de ces deux composantes est déterminé par la disponibilité de données.

[26] Manque de données, pas plus que deux niveaux de sévérité n'ont été retenus pour l'une des six forêts analysées.

Une deuxième étude plus complète est celle réalisée par Bellinger et al. (1983). Ces derniers appliquent le critère C+NVC à une quarantaine de zones forestières des Etats-Unis. Parmi les principaux résultats de cette étude, les auteurs soulignent notamment l'efficience économique du budget total de protection contre le feu (434 M$), mais critiquent en même temps l'allocation de cette somme aussi bien d'un point de vue technique (arbitrage réalisé entre les différentes activités de pré-suppression et celles de suppression), que géographique (arbitrage entre les différents massifs forestiers étudiés). Dans ce sens, les auteurs montrent qu'une augmentation des dépenses destinées à la pré-suppression (+7 %) permettrait d'atteindre une valeur du C+NVC inférieure à celle estimée pour la politique appliquée au moment de leur étude.

En Europe, Rodríguez-Silva & González-Cabán (2010) proposent d'appliquer dans la province de Huelva (Espagne) une version légèrement adaptée du modèle C+NVC. Dans ce premier modèle européen, dont la version définitive et applicable sur le terrain était encore en phase de tests au moment de la publication, les relations supposées entre les variables P, S et NVC sont celles conçues 30 ans auparavant aux Etats-Unis par Mills & Bratten (les auteurs ne considèrent donc pas les modifications proposées depuis au modèle d'origine, voir sous-section 1.2.3). La fonction NVC englobe l'impact du feu sur la valeur d'une pluralité d'enjeux tels que le bois, les ressources fourragères, les fruits, l'eau, la faune, l'intérêt récréatif, la chasse, la pêche et le paysage. Malheureusement, les auteurs ne donnent pas de détail ni sur l'évaluation monétaire de ces enjeux ni sur les relations supposées entre les niveaux de P et la quantité des enjeux exposés à l'aléa.

1.2.3 Les adaptations successives du modèle d'origine

Plusieurs économistes du feu suggèrent des modifications par rapport à la première version du modèle C+NVC proposée par Althaus & Mills (1982). Les critiques au modèle d'origine vont du simple amendement à la reformulation complète. Dans cette section, nous présentons rapidement les 'améliorations' apportées au modèle C+NVC cours de ces 30 dernières années.

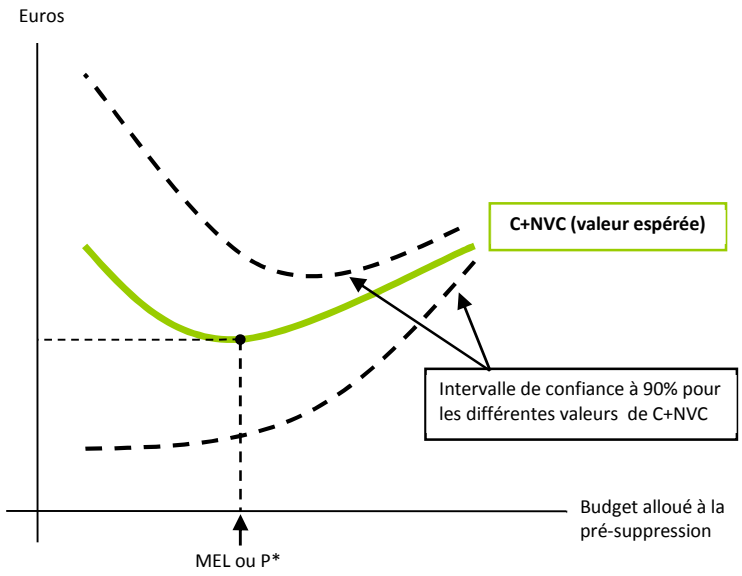
1.2.3.1 L'introduction du risque dans le modèle C+NVC

Une première extension du modèle C+NVC consiste à introduire dans sa logique la notion de risque. De façon générale, les économistes considèrent qu'une situation de risque existe lorsque le résultat d'un choix ou l'issue d'une action est variable, et que cette variabilité peut être décrite à travers une distribution de probabilités. Pour les économistes du feu, qui ne s'éloignent pas significativement de cette définition, le risque est donc assimilé à la variabilité plus ou moins grande de la performance d'une politique de protection, celle-ci étant influencée par des facteurs exogènes comme les températures ou la pluviométrie (Mills & Bratten 1982 : 2). Ces facteurs, non maîtrisables par les décideurs, s'avèrent déterminants dans l'impact réel des différentes stratégies de protection, et peuvent donc biaiser la valeur du C+NVC et conduirent les gestionnaires à de mauvais choix.

Sur la base de ce constat, Mills & Bratten (1982) et Blattenberger et al. (1984) introduisent le concept de risque dans le modèle C+NVC et l'adaptent en conséquence. Leur hypothèse de base est que la variabilité autour de la valeur prévue pour la fonction C+NVC est d'autant plus importante que le niveau du budget en pré-suppression est bas (figure 1.8). Autrement dit, le risque est supposé être négativement corrélé à l'effort réalisé en matière de pré-suppression. Cela s'expliquerait selon ces

auteurs par la capacité de réaction qu'assurent des budgets conséquents face à des conditions anormales ou extrêmes. L'impact du feu serait donc d'autant plus dépendant des conditions météorologiques que les parades disponibles sont faibles. L'augmentation des dépenses de pré-suppression entraînerait donc non seulement une réduction de la valeur espérée de S et de NVC, mais aussi une réduction du risque, c'est-à-dire, de l'amplitude de l'intervalle de confiance autour de la valeur espérée (Blattenberger et al. 1984 : 5).

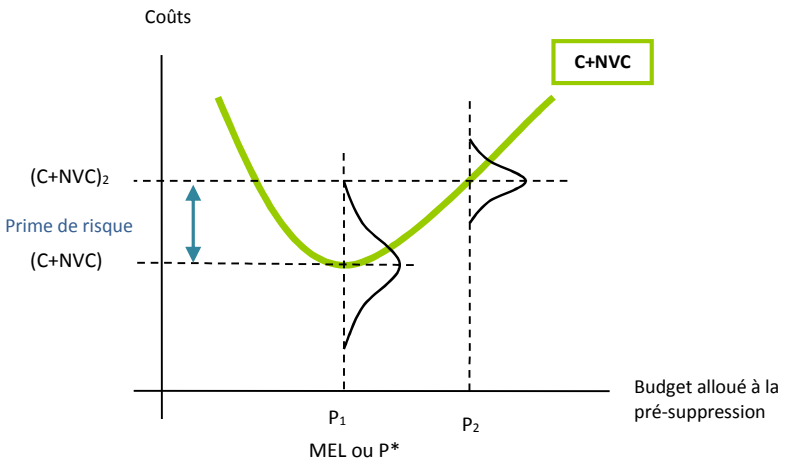
Figure 1.8 : Risque et critère C+NVC



Source : Mills & Bratten (1982 : 10)

Dans la logique de Mills & Bratten (1982), et du fait de la double incidence des augmentations du budget de pré-suppression (réduction des valeurs de S et de NVC ; diminution de la variabilité), le niveau de budget optimal minimisant la fonction C+NVC (P_1 dans la figure 2.9) peut donc être volontairement dépassé par les gestionnaires averses au risque. Ces derniers, très majoritaires selon Maguire & Albright (2005), peuvent opérer en effet un arbitrage entre le niveau de risque et l'efficience économique, de telle sorte que le budget P_2 (a priori inefficient) soit préféré à P_1, optimal mais étant associé à un niveau de risque supérieur. Dans ce cas, la prime de risque correspondante serait égale à la différence entre les deux niveaux respectif de la fonction C+NVC, soit : $(C+NVC)_2 - (C+NVC)_1$.

Figure 1.9 : Prime de risque dans la logique C+NVC



Source : Blattenberg et al. (1984 : 6)

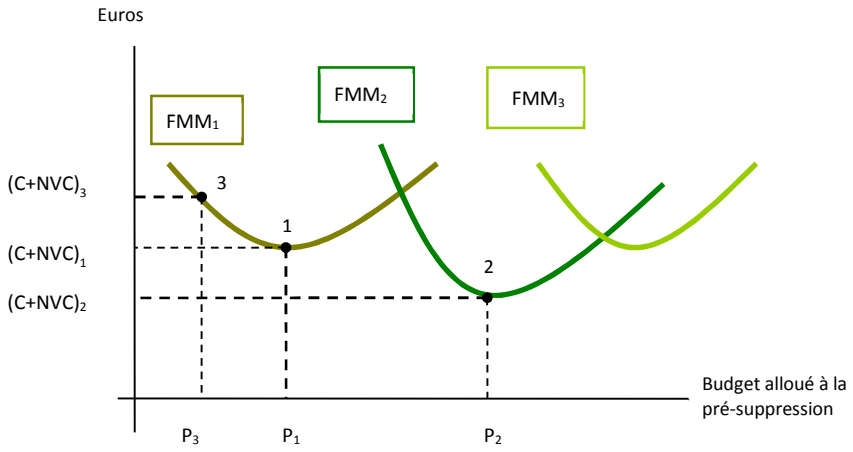
1.2.3.2 La considération de plusieurs combinaisons de stratégies de protection contre les incendies

Une deuxième modification apportée à la version originale du modèle C+NVC est la considération de différentes combinaisons de stratégies de pré-suppression (*Fire Management Mixes*, FMM), autrement dit, des allocations distinctes du budget disponible entre plusieurs options de gestion (comme par exemple, des réductions de la biomasse combustible, de nouveaux moyens de détection, l'accroissement de la capacité d'attaque initiale, etc.).

Plusieurs économistes parmi lesquels Mills & Bratten (1982) et González-Cabán (1986), améliorent le modèle C+NVC initial dans le but de pouvoir déterminer non seulement le niveau de budget le plus efficient (P*), mais aussi (surtout) la répartition optimale de ce budget entre les différentes stratégies envisageables. Ce développement du modèle répond donc à la volonté d'analyser la pertinence d'éventuels arbitrages entre toutes ces activités, tout en retenant le critère du C+NVC dans la recherche d'une répartition optimale des ressources allouées.

Graphiquement, la considération de plusieurs combinaisons de stratégies (FMM) se traduit par une pluralité de courbes C+NVC, chacune d'elles étant associée à une répartition particulière du budget entre les diverses stratégies considérées (figure 1.10).

Figure 1.10 : le critère C+NVC et la répartition du budget entre les différentes activités de protection



Source : González-Cabán et al. (1986 : 2)

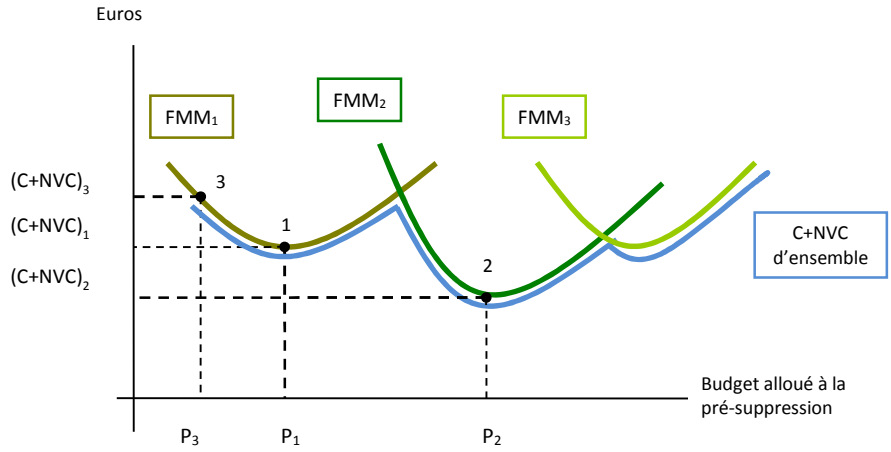
Comme on peut le constater sur la figure 1.10, les points 3 et 1 appartiennent à une même courbe FMM ; ils sont donc caractérisés par une même répartition du budget (FMM_1)[27]. Pour cette combinaison de stratégies, P_1 constitue le budget optimal. Si l'on considère d'autres répartitions de budgets telles que FMM_2 ou FMM_3, on constate qu'il est possible de trouver un niveau de budget encore plus efficient que P_1. Pour cela, les gestionnaires du risques doivent répartir différemment leur budget entre les diverses stratégies de protection, ce qui implique graphiquement le saut d'une courbe à une autre. La combinaison FMM_2 permet par exemple d'atteindre pour son niveau optimal de budget (P_2), une valeur de C+NVC encore moins importante que celle associée à P_1. Selon cette logique, le choix final des gestionnaires devrait donc être la combinaison de stratégies appelée FMM_2 et le niveau de budget P_2.

Comme le soulignent Mills & Bratten (1982 : 9), ce genre de raisonnement permet d'estimer le coût d'opportunité associé au choix d'une combinaison sous-optimale ou à l'existence d'un montant « plafond » de budget fixé de façon exogène. Dans ce sens, si le gestionnaire du risque adopte par exemple la répartition FMM_1 (et choisit donc P_1) parce que cette combinaison a un impact paysager ou environnemental moins important que FMM_2, l'économie à laquelle il renonce (le coût d'opportunité) est égale à $(C+NVC)_1 - (C+NVC)_2$. De façon similaire, si le budget maximal de pré-suppression est limité par les bailleurs de fonds à P_3, l'économie à laquelle le gestionnaire doit renoncer (coût d'opportunité) est égale à $(C+NVC)_3 - (C+NVC)_2$.

Toujours selon le même raisonnement, il est possible de déterminer la meilleure répartition du budget de pré-suppression (FMM) pour chaque niveau de budget disponible (P). Le résultat correspond à l'enveloppe inférieure des différentes courbes FMM. Comme on peut l'observer sur la figure 1.11, le parallélisme avec la théorie micro-économique du producteur est frappant : cette enveloppe est similaire à celle qui caractérise la fonction de coûts moyens du producteur dans le long terme (voir par exemple : Pindyck & Rubinfeld [1995] 2009 : 265).

[27] Le tracé d'une courbe FMM exige bien entendu que la répartition du budget (en pourcentages) reste inchangée quel que soit le niveau de P (González-Cabán et al. 1986 : 2).

Figure 1.11 : Représentation de la FMM optimale selon le niveau de budget P



Source : Mills & Bratten (1982 : 9)

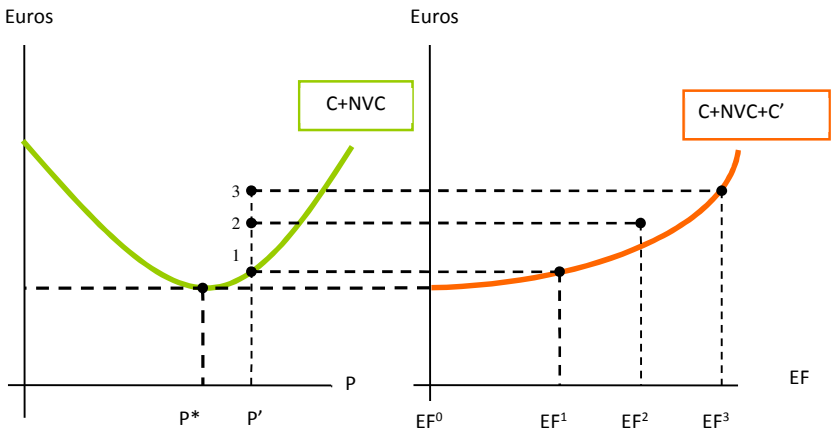
1.2.3.3 Introduction des valeurs de non-usage à travers une Analyse Coûts-Efficacité (ACE)

La modification proposée par Rideout et al. (1999) tente de surmonter (ou plutôt de contourner) les problèmes liés la monétarisation des biens non marchands englobés dans la fonction NVC et, plus concrètement, à l'estimation des valeurs dites de « non-usage ». Celles-ci, rappelons-le, font référence aux valeurs que les individus associent à certains biens environnementaux dont ils ne vont jamais jouir (Turner et al. 1994 : 113)[28]. Leur monétarisation est donc particulièrement problématique. Certains auteurs estiment malgré tout ces valeurs en unités monétaires puis les englobent dans la fonction C+NVC ; cela implique cependant l'assomption d'hypothèses discutables et l'introduction de subjectivités supplémentaires dans le calcul de l'optimum (voir section 2.2). D'autres auteurs préfèrent ignorer tout simplement ces valeurs et calculer ainsi le minimum de la fonction C+NVC[29] ; cette option entraîne cependant un biais dans l'estimation de la valeur optimale du budget de pré-suppression (P*). Rideout et al. (1999) proposent, eux, de compléter la fonction C+NVC à travers une Analyse Coûts-Efficacité (ACE) associant donc des unités physiques d'efficacité à différents niveaux de budget exprimés en unités monétaires (figure 1.12).

[28] La valeur d'existence constitue un exemple de valeur de non-usage. Elle peut être associée à certains 'biens' environnementaux du simple fait de leur existence et indépendamment de tout usage. Son fondement réside dans la sympathie qu'inspirent certaines espèces animales ou végétales et plus généralement, dans la reconnaissance du droit à l'existence des non-humains (Faucheux & Noël 1995 : 215). La valeur de legs est elle aussi une valeur de non-usage (au moins en partie), puisqu'elle se base sur la considération de l'usage que pourront faire les générations futures d'un certain bien environnemental (ibidem).

[29] C'est l'option choisie par Sparhawk (1925) dans son modèle LC+L.

Figure 1.12 : Introduction des valeurs de non-usage dans le modèle C+NVC à travers une analyse coût-efficacité



Source : Rideout et al. (1999 : 224)

La partie gauche de la figure 1.12 représente la parabole typique du modèle C+NVC, avec une valeur minimale correspondant au montant optimal de budget dédié à la pré-suppression (P*). Dans ce diagramme, les valeurs de non-usage ne sont pas prises en considération : le coût associé à leur protection (C') est donc nul. Dans ce cas particulier, nous avons donc C+NVC = C+NVC+C'.

La courbe orange (partie droite de la figure) relie, elle, les valeurs de C+NVC+C' à des mesures physiques d'efficacité, dénotées EF. Ces mesures englobent des biens ou des ressources aux quels sont associées des valeurs de non-usage (disons, par exemple, le nombre de tortues d'Hermann ou de lézards ocellés existant dans un massif). Le niveau d'efficacité EF^0 (qui indique donc le nombre de tortues ou de lézards avec C' = 0) correspond au budget optimal P*, estimé sans considérer les valeurs de non-usage.

Ainsi, selon cette logique, si le gestionnaire du risque vise la protection d'un plus grand nombre de tortues, disons par exemple EF^1, il doit alors assumer des coûts de pré-suppression supplémentaires. Si le budget alloué à la pré-suppression n'est pas limité, cette protection additionnelle peut être accomplie à travers une augmentation de P (déplacement le long de la courbe C+NVC d'origine, avec P' > P*).

Lorsqu'il existe un budget maximal (disons par exemple P'), la protection additionnelle des valeurs de non-usage doit être assurée autrement, par exemple, à travers des dépenses de suppression (S). Dans ce cas-là, le gestionnaire 'saute' de la courbe C+NVC initiale à une nouvelle courbe située au-dessus. Ce cas de figure est illustré par les points 2 et 3, associés respectivement aux unités physiques EF^2 et EF^3, avec P' représentant un plafond du budget de pré-suppression. Notons enfin que dans la représentation proposée, le point 2 est inefficient puisque la même quantité de tortues ou de lézards peut être protégée à un coût moins important.

1.2.3.4 Transformation du modèle C+NVC en un exercice de maximisation de profits

Rideout & Omi (1990) vont encore plus loin dans la critique du modèle initial et proposent de calculer le budget optimal de pré-suppression non plus à travers la minimisation du C+NVC, mais plutôt en maximisant une fonction de profits. Celle-ci est composée de deux *inputs* (variables décisionnelles du modèle), à savoir les dépenses de suppression (S) et celles de pré-suppression (P)[30], et d'un *output* (variable de résultat), correspondant au dommage net évité ($\bar{D}$)[31]. La volonté des auteurs est de rapprocher explicitement le calcul du niveau optimal de protection contre les incendies à la théorie micro-économique de la firme et au choix optimal du producteur. Une modification principale par rapport au modèle d'origine est la considération de S comme une variable de décision. C'est une piste qui sera suivie quelques années plus tard par Donovan & Rideout 2003 dans leur reformulation du modèle (voir sous-section 1.2.3.5).

Dans cette nouvelle version du modèle C+NVC, l'exercice d'optimisation passe par la définition préalable d'une fonction de profits jusque-là inexistante. De façon analogue aux préceptes de la théorie de la firme, les bénéfices de la gestion du feu sont donnés par l'écart existant entre les recettes totales (RT) et les coûts totaux (CT) :

$$\pi = RT - CT$$

La définition des coûts de « production » ne pose pas de problème particulier, ils correspondent à la quantité d'*inputs* P et S multipliée par leurs prix unitaires respectifs (W^P et W^S) :

$$CT = W^P P + W^S S$$

Par contre, la définition des recettes est, elle, moins intuitive. L'astuce proposée par les auteurs consiste à mobiliser le concept de « dommage net évité » (déjà évoqué dans la sous-section 1.2.1) et à le déterminer en fonction du NVC. Celui-ci peut être assimilé en effet à la différence existante, pour chaque niveau de pré-suppression[32], entre la valeur des dommages nets en absence de toute activité de pré-suppression (soit Φ) et la valeur du « dommage net évité » pour chaque niveau de P (soit $\bar{D}$) :

$$NVC = \Phi - \bar{D}(P, S)$$

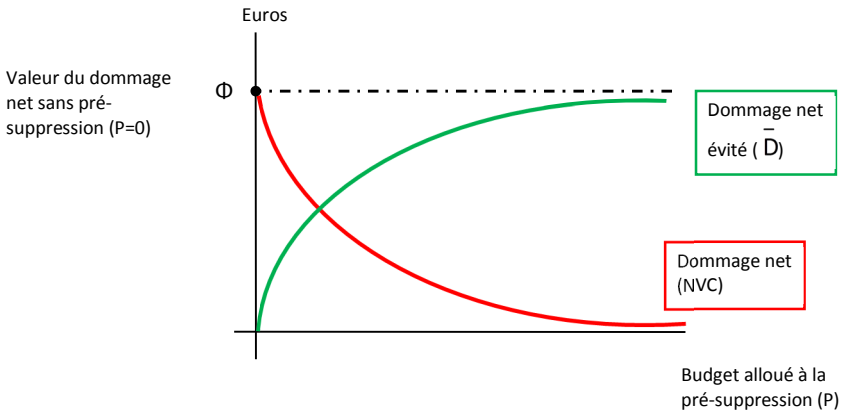
Les auteurs expliquent la relation entre ces trois éléments à travers un raisonnement graphique :

[30] Ici, P et S sont considérées toutes les deux comme des variables décisionnelles. Les dépenses en suppression ne sont pas déterminées uniquement par le niveau de pré-suppression, mais aussi par le choix réalisé par le gestionnaire du risque.

[31] Dans une version plus approfondie de leur modèle, les auteurs vont encore plus loin dans la concrétisation des outputs en considérant et la réduction de la surface brûlée (A) et la diminution de l'intensité des incendies (I). Les auteurs s'inspirent ici des travaux de Hesseln et al. (1998), qui ont été les premiers à introduire dans le modèle C+NVC des éléments naturels comme la vitesse du vent, la quantité de biomasse combustible et la teneur en eau de la végétation, tous pouvant altérer le comportement du feu et ayant donc une incidence sur la relation entre P et NVC.

[32] Le niveau de suppression (S) est maintenu constant afin de pouvoir représenter graphiquement le raisonnement autour du concept de dommage évité.

Figure 1.13 : Relation entre le critère NVC et le dommage net évité



Source : Rideout & Omi (1990 : 616)

A partir de l'équation précédente, le « dommage net évité » (assimilable donc aux recettes) peut être défini comme suit :

$$RT = \bar{D}(P,S) = \Phi - NVC = \Phi - [D(P,S) - B(P,S)]$$

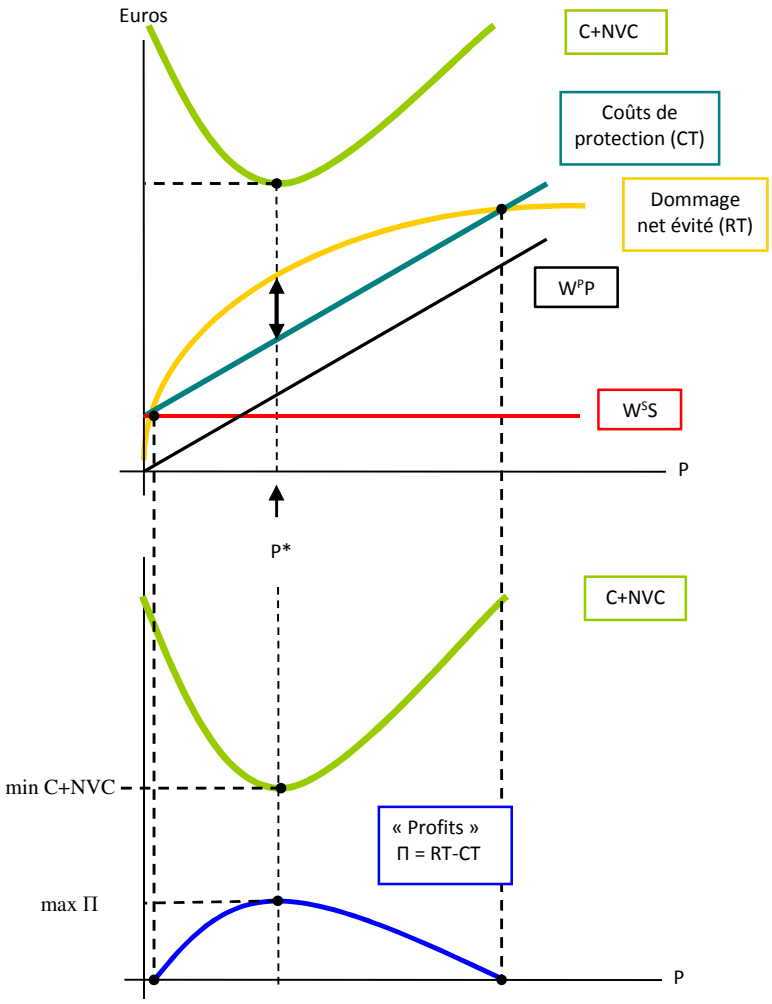
L'exercice que proposent Rideout & Omi (1990) consiste donc à maximiser la fonction de profits suivante :

$$\max \pi = RT - CT = [\Phi - D(P,S) + B(P,S)] - W^P P - W^S S \ ;$$

Il est important de noter que la maximisation de cette expression et l'obtention des valeurs optimales P* et S* ne dépendent pas de l'obtention de la valeur de Φ, qui peut sembler particulièrement délicate. En effet, cet élément n'est présent dans aucune des conditions de premier ordre de la fonction de profit ($\frac{\partial \pi}{\partial P} = 0$ et $\frac{\partial \pi}{\partial S} = 0$).

Les auteurs démontrent par ailleurs que ces deux conditions sont identiques à celles découlant d'un exercice de minimisation « classique » de la fonction C+NVC avec les mêmes hypothèses de départ, et concluent que les deux procédés conduisent à un résultat identique. Nous illustrons cette correspondance à travers la figure 1.14).

Figure 1.14 : Equivalences entre l'exercice de minimisation et celui de maximisation



Source : auteur

1.2.3.5 Reformulation du modèle (remise en cause des relations supposées entre P et S)

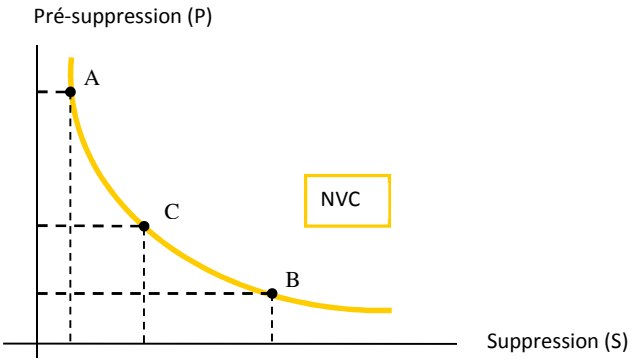
La dernière modification sur laquelle nous proposons de nous arrêter est celle suggérée par Donovan & Rideout (2003). Ces derniers reconstruisent largement le modèle à partir de la redéfinition des relations existantes entre P et S. Ces auteurs réfutent en effet la relation négative généralement admise entre ces deux types de dépenses[33]. Selon eux, la variation du niveau de dépenses de pré-suppression n'entraînerait pas forcément une variation des dépenses de suppression. Ces deux types de coûts seraient indépendants : l'achat d'un hélicoptère (P), par exemple, ne déterminerait pas combien de fois celui-ci est utilisé pendant la saison des feux (S) (Donovan & Rideout 2003 : 319).

Le fait que P et S soient indépendants n'empêche pas cependant le fait que, pour un niveau de NVC constant, la variation du montant de l'un se traduise par la variation du montant de l'autre. Autrement dit, selon ces auteurs, P et S constitueraient des inputs substituables (voir figure 2.15)[34].

[33] Selon Donovan & Rideout (2003 : 320), l'influence de P sur S ne peut s'accepter que pour un niveau de NVC constant. Le montant de S doit donc être conçu comme un choix et non pas comme un résultat.

[34] La convexité de cette courbe indique un taux marginal de substitution décroissant entre les deux inputs. Mendes (2010) propose elle aussi d'appliquer ce raisonnement à la problématique des incendies de forêt. Cet

Figure 1.15 : Substituabilité des coûts de suppression et de pré-suppression



Source : adapté de Donovan & Rideout (2003 : 319)

Selon cette logique donc, et pour un même niveau de NVC, le gestionnaire du risque peut répartir à son goût le budget de protection dont il dispose entre des activités de pré-suppression (réalisation de grandes coupures de combustible, développement du linéaire de pistes DFCI, installation de points de surveillance, etc.) et des activités de suppression. Le gestionnaire peut par exemple allouer la plus grande partie de son budget à la réalisation de grands débroussaillements ou brûlages dirigés (point A), ou au contraire dédier la plus grande partie de ce budget à la suppression (point B), ou encore répartir les fonds disponibles de façon à peu près équilibrée entre les deux catégories de dépenses (point C). Dans tous les cas, le NVC reste le même. Encore une fois, le parallélisme avec la théorie micro-économique de la production est évident : la fonction NVC est clairement assimilée à une isoquante exprimant un niveau de production en fonction de deux inputs substituables. D'ailleurs, Donovan & Rideout (2003 : 319) assimilent de façon tout à fait explicite les activités de pré-suppression au facteur capital (K) et les moyens de suppression au facteur travail (L).

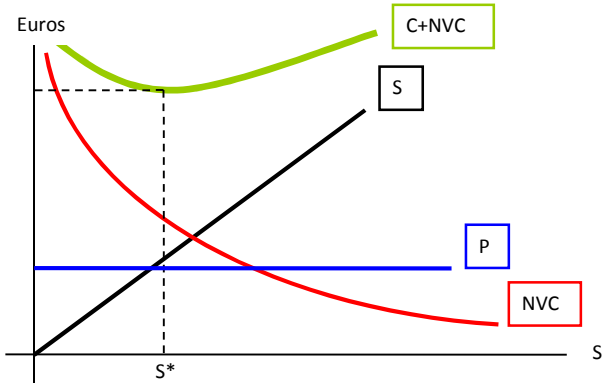
Mathématiquement, la considération de P et S comme deux inputs substituables se traduit par une nouvelle fonction à minimiser (Rideout & Omi 1990 : 617; Donovan & Rideout 2003 : 321) :

$$\min (C+NVC) = \min [W^P P + W^S S + NVC (P,S)]$$

D'un point de vue graphique, la représentation de P, S et NVC sur un même plan bidimensionnel exige logiquement de fixer l'une de ces trois variables et de se centrer sur la relation existante entre les deux autres. La figure 1.16 montre une nouvelle représentation du modèle C+NVC. Comme on peut le constater, l'axe horizontal correspond aux dépenses en matière de suppression. Celles-ci sont représentées par ailleurs par une droite à 45° qui constitue la bissectrice du plan. L'effort en pré-suppression, lui, est maintenu constant, tandis que la variable NVC est représentée par une courbe convexe décroissante. L'agrégation de P, S et NVC donne lieu à une parabole dont le minimum correspond au budget optimal pour la suppression du feu (S*).

auteur se démarque cependant du modèle C+NVC. La fonction NVC devient une « *fonction de lutte contre les incendies de forêt* » ; les variables P et S deviennent, elles, des « *inputs de lutte* ». Le raisonnement est néanmoins semblable.

Figure 1.16 : Reformulation du modèle C+NVC avec P comme variable décisionnelle



Source : Donovan & Rideout (2003 : 320)

1.2.4 Conclusion

Bien que modifié par les uns et reformulé par les autres, le critère C+NVC et l'identification mathématique du niveau optimal de protection qu'il propose constitue sans aucun doute le cœur théorique de l'Economie du feu. Ce modèle quasiment identitaire fourni un cadre d'analyse indispensable et oriente la majorité des travaux menés ces dernières décennies par les économistes du feu. Dans les faits, cependant, l'application du modèle sur le terrain pose de nombreux problèmes, notamment au moment d'associer des valeurs monétaires suffisamment objectives et réalistes aux éléments constituant la fonction NVC (Baumgartner & Simard 1982 : 2 ; Gilles & Fried 1991 : 312 , González-Cabán 2007 : 13 ; Gebert et al. 2008 : 296 ; Mavsar et al. 2010 : 96). Logiquement, les débats théoriques sur les propriétés de ce cadre théorique laissent peu à peu leur place à des évaluations monétaires cherchant à donner un contenu réel au NVC. Le centre d'attention des économistes du feu bascule ainsi de la formalisation théorique à une recherche pragmatique de valeurs monétaires. Ce basculement est par ailleurs renforcé par le développement de techniques d'évaluation monétaire de l'environnement et notamment, par l'avènement de la Méthode d'Evaluation Contingente (MEC), largement plébiscitée par les économistes du feu (Loomis et al. 2009 : 155)[35]. S'ajoute à ce glissement du focus scientifique une nouvelle réalité sur le terrain, celle de l'expansion généralisée de l'interface forêt-habitat (IFH), qui atténue en partie la pertinence du modèle C+NVC. En outre, les arguments justifiant la protection de la forêt contre le feu évoluent aussi : dans la plupart des pays occidentaux, la 'forêt productive' devient une 'forêt de loisirs' et/ou une 'réserve naturelle'. Les économistes cherchent alors des valeurs non marchandes auparavant infra-valorisées ou tout simplement ignorées (Loomis & Gonzalez-Cabán 2010 : 389). Comme on le verra dans la **section 1.3**, cette nouvelle étape de l'Economie du feu se caractérise par le foisonnement des publications scientifiques et la diversification des lignes de recherche.

[35] La méthode des Prix Hédoniques, utilisée entre autres par Loomis (2004), Donovan et al. (2007) ou Stetler et al. (2010) ignore les préférences des personnes qui n'habitent pas dans l'Interface Forêt-Habitat (IFH). De son côté, la Méthodes des Coûts de Déplacement, appliquée notamment dans l'évaluation de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt, n'intègre dans ses calculs ni les valeurs d'existence, ni les valeurs de legs.

1.3 Les économistes du feu à la recherche de valeurs monétaires…

Dans cette troisième section, nous proposons une compilation analytique des différentes évaluations monétaires réalisées dans le champ de l'Economie du feu. Etant donné la profusion de ces évaluations pendant les deux dernières décennies, nous avons cherché à identifier les lignes principales de recherche et à cataloguer ainsi les différents articles repérés. Cinq thématiques principales peuvent être dégagées :

1) Un premier groupe d'articles (**section 1.3.1**) englobe des évaluations monétaires de l'ensemble des bénéfices générés par les activités de protection contre les incendies de forêt. Il s'agit là d'évaluations globales le plus souvent menées à travers des Méthodes d'Evaluation Contingente (MEC) et concernant l'ensemble des enjeux exposés au feu. Ces études ne cherchent donc pas à savoir comment cette valeur globale se répartit entre les différents éléments considérés (paysage, intérêt récréatif, valeurs de non-usage, etc.).

2) Un deuxième ensemble d'articles (**section 1.3.2**) a comme objet principal l'évaluation monétaire d'un enjeu précis exposé au feu : la valeur récréative de la forêt. Comme on le verra par la suite, certains de ces articles se focalisent sur une activité récréative en particulier (randonnée, VTT, canoë, etc.), tandis que d'autres tentent d'estimer une valeur monétaire globale pour l'ensemble des activités récréatives présentes dans un massif forestier.

3) Les articles regroupés dans notre troisième catégorie (**section 1.3.3**) évaluent monétairement les bénéfices engendrés -ou plutôt les « dommages évités »- par les réductions de la biomasse combustible (brûlages dirigés, débroussaillements mécaniques, sylvopastoralisme, etc.)[36].

4) Enfin, la quatrième catégorie d'articles (**section 1.3.4**) englobe les évaluations monétaires qui se focalisent sur les particularités intrinsèques aux interfaces forêt-habitat (IFH). Il s'agit là d'une ligne de recherche dont le volume s'est considérablement accru ces dernières années, en parallèle avec la progression du mitage et des constructions en lisière de forêt.

Il s'agit là d'une classification dont l'intérêt principal est de structurer et de clarifier la littérature existante en créant des ensembles qui aient le plus de sens possible. Les frontières entre les différentes catégories peuvent être discutées pour leur porosité et la diversité de critères sur lesquelles elles reposent (objet d'évaluation, zone géographique concernée, etc.). Cette classification nous apparaît cependant pertinente dans notre volonté d'éclaircir le foisonnement d'évaluations monétaires réalisées dans le domaine des feux de forêt.

Dans les pages suivantes, nous présenterons donc ces différentes évaluations monétaires en détaillant notamment leurs principaux résultats et leurs liens possibles à travers une analyse comparative (pour un aperçu global, voir le plan de la section 1.3 sur la page suivante).

[36] Confrontés à une accumulation de biomasse combustible sans précédents, de nombreux décideurs se sont progressivement penchés sur cette stratégie de gestion du risque. Aujourd'hui, en effet, suite à la déprise agricole et à la suppression systématique du feu (entre autres), les réductions de combustible s'imposent dans toutes les forêts soumises au risque d'incendie. Logiquement, les économistes du feu ont cherché à évaluer les bénéfices générés par ces interventions.

Plan de la section 1.3 : Evaluations monétaires des bénéfices générés par les programmes de protection contre le feu : repère bibliographique

1.3.1 Les évaluations monétaires de l'ensemble des « bénéfices » générés par les programmes de protection contre le feu

1.3.1.1 Les premières évaluations globales menées aux Etats-Unis

- Loomis et al. (1996)
- Loomis & González-Cabán (1996)
- Loomis & González-Cabán (1998)

1.3.1.2 Les répliques en région méditerranéenne

- Riera & Mogas (2004)
- Román et al. (2012)

1.3.2 Les évaluations monétaires de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt

1.3.2.1 Les travaux pionniers des années 1980

- Vaux et al. (1984)
- Flowers et al. (1985)

1.3.2.2 Les évaluations focalisées sur une activité récréative en particulier

- Englin et al. (1996)

1.3.2.3 L'analyse de l'évolution temporelle de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt

- Loomis et al. (2001)
- Englin et al. (2001)
- Hesseln et al. (2003)
- Hesseln et al. (2004)
- Starbuck et al. (2006)
- Rausch et al. (2010)

1.3.3 Les évaluations des bénéfices générés par les réductions de la biomasse combustible

1.3.3.1 L'évaluation des bénéfices générés par plusieurs types de réduction de combustible

- González-Cabán et al. (2007)
- Walker et al. (2007)
- Loomis et al. (2009)
- Adams & Latta (2005)
- Fight et al. (2004)
- Barbour et al. (2004)
- Hjerpe & Kim (2008)
- Varela et al. (2014)

1.3.3.2 L'évaluation des bénéfices générés par le brûlage dirigé

- Loomis et al. (2002a)
- Loomis et al. (2002b)
- Kaval et al. (2007)
- Loomis et al. (2004)
- Mercer et al. (2007)

1.3.4 Les évaluations monétaires dans l'Interface Forêt-Habitat (IFH)

1.3.4.1 Les évaluations du CAP des habitants de l'IFH pour la mise en place de programmes de protection

- Fried et al. (1999)
- Winter & Fried (2001)
- Winter & Fried (2000)
- Talberth et al. (2006)

1.3.4.2 L'analyse des facteurs du CAP pour la réalisation de réductions de combustible dans l'IFH

- Winter et al. (2002)
- Winter et al. (2004)
- Vogt et al. (2005)
- Shafran (2008)
- Holmes et al. (2009)

1.3.4.3 L'évaluation de l'impact du feu sur la valeur des biens immobiliers situés dans l'IFH

- Loomis (2004)
- Napoleone (2005)
- Stetler et al. (2010)
- Huggett et al. (2008)

1.3.4.4 L'évaluation de l'impact du feu sur la santé

- Shahwahid & Othman (1999)
- Ruitenbeek (1999)
- Hon (1999)
- Kochi et al. (2011)
- Richardson et al. (2012)

1.3.1 Les évaluations monétaires de l'ensemble des « bénéfices » générés par les programmes de protection contre le feu

Un premier groupe d'auteurs cherche s'intéresse au consentement à payer (CAP) des citoyens pour la mise en place de programmes de protection contre le feu. Ceux-ci sont censés permettre une réduction concrète des surfaces annuelles brûlées. Dans cette première catégories d'études, les auteurs ne s'attardent donc pas sur les stratégies concrètes implémentées (réductions de combustible, dispositif de surveillance, etc.), ni sur les arbitrages possibles entre elles : les programmes de protection sont définis par un groupe d'experts (forestiers, écologues, gestionnaires, etc.) de manière plutôt globale et préalablement à l'exercice d'évaluation. Ces experts estiment par ailleurs les résultats prévus pour le programme en question (ces résultats sont exprimés en termes d'hectares épargnés du feu, le plus souvent sous la forme d'un taux de réduction de la surface annuelle brûlée). Il s'agit donc d'évaluations monétaires doublement globales : elles estiment l'ensemble des bénéfices engendrés par un ensemble de techniques regroupées dans un même programme de protection.

Si la technique retenue dans toutes ces études est la même (la MEC), le format concret de l'évaluation varie selon les cas d'études. Certains auteurs optent ainsi pour un format purement dichotomique avec plusieurs sommes d'argents (Loomis & González-Cabán 1996 ; 1998), tandis que d'autres préfèrent compléter ce même format par une question ouverte (Loomis et al. 1996) ou appliquent carrément un format de référendum pur, avec une seule et unique somme déterminée par habitant (Riera & Mogas 2004).

Par rapport aux résultats concrets de ces études, ceux-ci sont divers et méritent une analyse individuelle. Nous nous centrerons d'abord sur les premières évaluations menées aux Etats-Unis dans les années 1990 (**sous-section 1.3.1.1**). Nous analyserons ensuite les répliques effectuées en Europe (**sous-section 1.3.1.2**).

1.3.1.1 Les premières évaluations globales menées aux Etats-Unis

Dans l'une des premières évaluations monétaires appliquées à la problématique du feu, Loomis et al. (1996) estiment le CAP des résidents de l'état d'Oregon pour la mise en place d'un programme de protection contre le feu. Celui-ci est supposé permettre une réduction de 50% de la surface annuelle brûlée dans les grandes forêts de la région[37]. Le programme en question est basé sur trois éléments principaux : un effort accru en matière de prévention, un meilleur système de détection et une plus grande capacité de réponse face au feu. L'implémentation de ce programme est présentée comme étant conditionnée au paiement de taxes additionnelles. De ce fait, il est demandé aux 1.000 personnes ayant accepté de participer à l'enquête si elles sont prêtes ou pas à payer X dollars pour que le programme soit implémenté[38]. Dans l'exercice proposé par les auteurs, les personnes contactées ont la possibilité de répondre oui ou non à cette question (format dichotomique), mais peuvent ensuite préciser la somme maximale qu'elles sont disposées à payer (question ouverte). Par ailleurs, parmi les 1.000 enquêtes complétées, 500 exemplaires contiennent un paragraphe

[37] La surface brûlée moyenne registrée pendant les années précédentes à l'enquête est d'environ 7.000 acres par an (pour à peu près 300 incendies annuels).
[38] Les sommes proposées sont comprises entre 2 et 300 dollars. Les montants sont distribués aléatoirement entre les 1000 enquêtes réalisées.

supplémentaire soulignant l'existence de nombreux autres programmes publics alternatifs (visant entre autres la réduction de la pollution de l'air, la protection d'espèces en danger, etc.) et auxquels la société doit renoncer si le programme de protection contre le feu est finalement retenu. Dans cette moitié des enquêtes donc, le coût d'opportunité du programme évalué est rendu volontairement explicite. Dans ce cadre d'évaluation, les auteurs parviennent à un CAP moyen par ménage de 92 $/an (pour la question fermée) et de 36 $/an (pour la question ouverte)[39]. Par ailleurs, les auteurs n'observent pas de différences significatives entre les deux types d'enquêtes (avec ou sans le paragraphe supplémentaire)[40]. Enfin, selon les auteurs, l'extrapolation de ces résultats à l'ensemble de la population de l'état d'Oregon conduit à un CAP moyen annuel variant de 45 $ à 90 $ par ménage, selon la façon dont les zéros de protestation sont traités[41].

Une étude proche de celle-ci est celle menée par Loomis & González-Cabán (1996). Ces derniers complètent les résultats ci-dessus évoqués en démontrant notamment que les bénéfices générés par un programme de protection contre le feu vont au-delà des frontières de l'Etat dans lequel il est réalisé. Selon ces auteurs, les niveaux de protection choisis à l'échelle locale pourraient donc être facilement sous-optimaux. Pour démontrer cela, Loomis & González-Cabán calculent le CAP moyen[42] des résidents en Californie et en Nouvelle Angleterre (Etats-Unis) pour la mise en place de deux programmes de protection, l'un dans l'Etat de Californie et l'autre dans l'Etat d'Oregon (ces programmes sont présentés et évalués séparément)[43]. Les auteurs trouvent tout d'abord un CAP moyen positif dans les deux régions retenues (Californie et Nouvelle Angleterre) pour la mise en place du programme de protection dans l'Etat d'Oregon. Plus concrètement, ils parviennent à un CAP moyen de 46 $/an/ménage pour les résidents en Californie et de 36 $/an/ménage pour les résidents en Nouvelle Angleterre[44]. En ce qui concerne le programme de protection applicable en Californie, les auteurs estiment que la seule considération du CAP des Californiens ne reflète que 17% du bénéfice réel du programme en question (les auteurs supposent pour cela que tous les ménages en dehors de la Californie ont des préférences similaires à celles des ménages de la Nouvelle Angleterre). Ce résultat donne un ordre de grandeur -simpliste mais révélateur- de la sous-estimation des bénéfices totaux générés par la protection contre le feu. Les auteurs démontrent par ailleurs que le CAP des habitants de l'Etat où le programme est censé être appliqué est significativement supérieur à celui des non-résidents : le CAP moyen des résidents en Nouvelle Angleterre pour la mise en place du programme californien est estimé à 45 $/an/ménage, alors que le CAP moyen des Californiens pour ce même programme est de 79 $/an/ménage[45]. Enfin, selon les résultats de cette étude, le CAP des non-résidents ne serait pas significativement influencé par la distance géographique entre le lieu de résidence et l'Etat où le programme de protection est applicable. C'est en tout cas ce que semblent démontrer les CAP moyens obtenus pour les ménages de Californie (57

[39] Intervalles de confiance (IC) respectifs à 95% : [29,23 $; 42,52 $] et [24,79 $; 41,13 $]. Les résultats montrent à quel point le format de l'enquête détermine le CAP final.

[40] Les CAP moyens pour la version plus complète de l'enquête sont, respectivement, de 98,32 $ et de 32,96 $.

[41] Ce choix est particulièrement important vis-à-vis du résultat final, puisque le taux de réponses de protestation est de l'ordre de 40% (34% pour la deuxième version de l'enquête).

[42] Les auteurs proposent 15 sommes d'argent différentes comprises entre 4 $ et 250 $.

[43] Les deux programmes sont supposés permettre une réduction de 20% de la surface brûlée annuellement. En Nouvelle Angleterre, l'échantillon est de 314 ménages (taux de participation de 44%). En Californie, l'échantillon est de 358 ménages, avec un taux de participation de 49%.

[44] IC à 90% : [40 $; 52 $] et [31 $; 42 $]. Les valeurs trouvées sont semblables à celles obtenues par Loomis et al. (1996), mais la réduction espérée de la surface brûlée n'est pas la même dans les deux cas !

[45] IC respectifs à 90% : [41 $; 50 $] et [72 $; 88 $]

$/an)[46] et de Nouvelle Angleterre (44 $/an)[47] pour la mise en place du programme dans l'Etat d'Oregon.

Le même travail de terrain donne lieu à une troisième publication (Loomis & González-Cabán 1998). Les auteurs visent cette fois-ci des objectifs quelque peu différents : il s'agit ici de construire une fonction de CAP marginal exprimée en termes d'acres protégés contre le feu. Le but des auteurs est de fournir aux gestionnaires du risque une mesure des bénéfices marginaux engendrés par la protection contre le feu, directement comparable donc aux coûts marginaux de cette protection. Grâce à l'application d'une régression logistique (modèle probit), les auteurs parviennent à une fonction de CAP marginal dont le caractère décroissant constitue le résultat principal de l'analyse. Dans ce sens, par exemple, pour une surface totale protégée de 1000 acres, le CAP moyen estimé par ménage est de 0,0449 $/acre. Lorsque la surface protégée passe à 5000 acres, ce CAP marginal n'est plus que de 0,0084 $/acre (soit, environ 5 fois moins que le premier CAP évoqué). Selon les auteurs, par ailleurs, les coûts marginaux de protection seraient systématiquement supérieurs aux CAP marginaux (et ce, quelle que soit la surface totale protégée). Ces résultats pourraient donc justifier une réduction des budgets de protection.

1.3.1.2 Les répliques en région méditerranéenne

En Europe, une étude semblable à celles décrites dans les paragraphes antérieures est menée par Riera & Mogas (2004) dans la Communauté Autonome de Catalogne (Espagne). Il s'agit à notre connaissance du premier exercice d'évaluation économique sur le feu dans la région méditerranéenne. Le travail de ces auteurs reprend en grande partie les analyses réalisées aux Etats-Unis, mais présente tout de même quelques résultats importants. Le programme de protection évalué englobe plusieurs activités de pré-suppression comme par exemple l'embauche de nouveaux gardes de forêts et plusieurs stratégies de réduction de la biomasse combustible (aussi bien en forêt qu'en lisière, le long des routes et autour des maisons). L'application du programme est censée permettre une réduction de 50% de la surface annuelle brûlée dans la région. Comme dans les études préalables, l'implémentation de ce programme est conditionnée au versement d'un certain montant d'argent. Dans ce cas, l'enquête adopte un format de type « référendum pur » avec une seule somme proposée de 6 euros/an, présentée sous la forme de taxes supplémentaires pour les contribuables catalans[48]. Les personnes contactées sont donc invitées à manifester leur consentement ou pas à payer cette quantité. L'échantillon de l'étude est de 479 personnes[49]. En ce qui concerne les résultats de l'étude, les auteurs trouvent un taux d'acceptation du programme de protection de 63%[50]. Ils en concluent que la majorité de la population catalane est disposée à payer ces 6 euros afin de réduire à la moitié les surfaces parcourues par le feu[51].

[46] IC à 90% : [51 $; 62 $].
[47] IC à 90% : [40 $; 49 $].
[48] Au moment de l'enquête, le budget alloué par l'administration catalane à la protection des forêts contre le feu est de 3€/an. La mise en place du programme requiert un supplément de 6 euros annuels par personnes.
[49] Celles-ci sont considérées représentatives de l'ensemble de la population catalane en termes d'âge, sexe et caractéristiques du lieu de résidence.
[50] IC 95% : [58,7% ; 67,4%].
[51] Ce taux d'acceptation diffère significativement selon certains facteurs sociodémographiques comme l'âge, le revenu, la taille de la municipalité de résidence ou le fait d'avoir visité la forêt pendant les 12 derniers mois.

Dans un exercice sensiblement différent mais toujours à vocation globale, Román et al. (2012) prédisent l'impact du feu (en unités monétaires) sur des enjeux divers tels que : (i) les constructions situées à proximité de la forêt ; (ii) les vies humaines ; et (iii) les « *services environnementaux* » (ex : bois, menus produits forestiers, intérêt récréatif, pêche, chasse, stockage de carbone, etc.). L'étude est menée en Espagne et se base sur plusieurs techniques d'évaluation monétaire (méthode des dépenses de protection, transfert de valeurs, etc.). D'après les auteurs, l'implémentation de programmes effectifs de protection contre le feu permettrait d'éviter des dommages estimées à 377 k€/ha pour les constructions, 9 k€/ha pour les vies humaines et 22 k€/ha pour les services environnementaux. Parmi ces derniers, l'impact monétaire le plus important correspond au stockage de carbone (20,5 k€/ha). Les auteurs proposent par ailleurs une cartographie à l'échelle nationale du niveau de vulnérabilité pour chacun des enjeux considérés.

Encadré 1.1 : Les évaluations monétaires de l'ensemble des « bénéfices » générés par les programmes de protection contre le feu

La sous-section 1.3.1 en quelques mots…

En règle générale, et quel que soit le massif forestier concerné, le CAP pour la mise en place de programmes de protection contre le feu est supérieur à zéro. Dans la logique des économistes du feu, ces programmes procurent donc des bénéfices à la population et celle-ci est disposée à payer pour qu'ils soient implémentés sur le terrain (même lorsqu'il s'agit de protéger des forêts dans des régions autres que celles où les personnes habitent). Le CAP serait influencé entre autres par la surface déjà protégée (bénéfices marginaux décroissants) et par le fait d'habiter ou pas la région où le programme est réalisé. Le CAP serait par ailleurs largement dépendant des techniques d'évaluation utilisées par l'analyste.

1.3.2 Les évaluations monétaires de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt

Si les premières évaluations de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt étaient de nature plutôt générale (**sous-section 1.3.2.1**), les économistes du feu affinent l'analyse en évaluant cet impact au niveau d'une activité récréative en particulier (**sous-section 1.3.2.2**), puis en étudiant son évolution dans le temps (**sous-section 1.3.2.3**).

1.3.2.1 Les travaux pionniers des années 1980

Un des premiers travaux ayant tenté d'estimer l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt est celui mené par Vaux et al. (1984) pour le Ministère de l'Agriculture des Etats-Unis. Dans ce travail précurseur, les auteurs appliquent une MEC auprès de 69 étudiants de l'Université de Californie. Ceux-ci sont invités à révéler leurs préférences par rapport à plusieurs paires de photos montrant des forêts parcourues par des feux plus ou moins anciens[52], puis à exprimer leur disposition à payer un

[52] Les auteurs montrent à chaque étudiant plusieurs photos représentant des zones forestières avant et après le passage d'un feu de très grande intensité. La première photo montre la forêt avant le passage du feu, et les autres montrent cette même forêt après la survenance d'un feu « catastrophique » (un jour après, trois ans

droit d'entrée pour y accéder. L'enquête se déroule de façon itérative, avec une succession de montants proposés à partir de 1 $/jour/ménage et augmentés d'un dollar après chaque consentement. Parmi les principaux résultats de l'étude, les auteurs soulignent le fait que la majorité des étudiants préfèrent la forêt (comme lieu de récréation) avant qu'elle ne soit parcourue par un très grand feu. Cette préférence n'est cependant pas unanime et décroit au fil du temps après le passage du feu. Par ailleurs, lorsque le feu est de moindre intensité et que son impact sur le milieu est moins important, la préférence pour la forêt dans laquelle il n'y a pas eu du tout de feu n'est majoritaire que lorsqu'elle est comparée à une forêt qui a brûlé très récemment. Dans tous les autres cas, la forêt où le feu est passé est majoritairement préférée. En bref, l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt évoluerait dans le temps et ne serait pas forcément négatif. Il s'agit de deux pistes de recherche suivies dans les années 1990 et 2000 (voir sous-sections suivantes)[53].

1.3.2.2 Les évaluations focalisées sur une activité récréative en particulier

Toujours en Amérique du Nord, mais cette fois-ci au Canada, Englin et al. (1996) appliquent la Méthode des Coûts de Transports (MCT) pour évaluer l'impact du feu sur une activité récréative en particulier : les promenades en canoë dans le Parc National de Nopiming[54]. Ce type de promenade constitue un attrait touristique majeur de ce parc (plusieurs itinéraires alternatifs sont proposés aux visiteurs qui s'y rendent). Parmi ces itinéraires, certains traversent des zones forestières ayant été parcourues par de très grands feux dans les années 1980 (environ une dizaine d'années avant l'étude en question). Les auteurs appliquent donc une MCT combinant un modèle discret (relatif au choix de l'itinéraire) et une fonction de demande de visites du parc. Le modèle leur permet d'estimer l'impact des grands feux sur la valeur récréative du parc à environ 14156 $/an (environ 15$ par promenade).

1.3.2.3 L'analyse de l'évolution temporelle de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt

Quinze ans après le travail pionnier de Vaux et al., Loomis et al. (1999) décident de poursuivre l'analyse de l'évolution temporelle de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt. Ces auteurs s'intéressent plus concrètement à la façon dont l'impact du feu varie en fonction de : (i) l'activité récréative étudiée (randonnée ou VTT) ; (ii) le type de feu considéré (feu de grande intensité ou brûlage dirigé) ; et surtout, (iii) le temps passé depuis le passage du feu. Dans cette étude, les auteurs optent pour une MCT (combinée avec une MEC) qu'ils appliquent dans trois forêts domaniales de l'Etat du Colorado (Etats-Unis)[55,56]. La régression économétrique menée par les auteurs permet

---

après, six ans après, puis 12 ans après). L'exercice est répété pour une deuxième zone forestière parcourue par un feu d'intensité beaucoup moins importante.

[53] Ces résultats sont contredits par Flowers et al. (1985). Ces derniers répètent l'exercice de Vaux et al. (1984) dans les Montagnes Rocheuses (Etats-Unis) et auprès de 1200 visiteurs. Ils concluent que l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt est très faible, voire négligeable.

[54] Les auteurs utilisent les bases de données du Parc et arrivent à un échantillon initial de 529 promenades.

[55] L'évaluation est basée sur des données réelles transmises par les enquêtés (fréquentation de la forêt les mois antérieurs à l'enquête, trajets prévus les mois à venir, etc.), mais aussi sur une partie « contingente ». Celle-ci est obtenue en demandant aux randonneurs et aux cyclistes enquêtés combien de trajets ils sont prêts à faire dans trois scénarios hypothétiques différents (chaque scénario étant illustré par des images). Ces trois scénarios sont les suivants : (1) la moitié du sentier qu'ils font a été récemment parcourue par un très grand feu ; (2) la moitié du sentier est située dans une zone où l'on a réalisé des brûlages dirigés ; (3) la moitié du sentier a été parcouru il y une vingtaine d'années par un très grand feu.

[56] Echantillon final de 354 individus (taux de réponse de 67%).

d'arriver aux résultats suivants[57] : en ce qui concerne la randonnée, et à mesure que le temps passe après un grand incendie, la demande de récréation et le surplus du consommateur diminuent de façon continue[58]. Selon les auteurs, les randonneurs préféraient donc la forêt récemment brûlée à celle qui revient peu à peu à son état antérieur à l'incendie. Cet effet positif initial du feu est expliqué par la curiosité que suscite un paysage récemment parcouru par les flammes, ainsi que par la profusion de fleurs qui poussent suite au passage du feu. Lorsque le feu considéré est un brûlage dirigé, la fréquentation estimée pour les randonneurs augmente au fil du temps après le brûlage (le surplus, lui, diminue)[59]. Les résultats obtenus pour la pratique du VTT sont quasiment à l'opposé , puisque la fréquentation estimée des vététistes croît dans le temps suite à un grand incendie (ici, l'effet négatif immédiat occasionné par le feu est associé à la présence de troncs, branches et autres débris brûlés sur les sentiers qui rendent impossible la pratique du VTT). Selon cette étude donc, l'évolution dans le temps de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt dépend de l'activité considérée et du type de feu.

Dans une étude semblable à celle décrite précédemment, Englin et al. (2001) cherchent à estimer l'impact du feu sur la valeur récréative de trois zones forestières des Etats-Unis (Colorado[60], Wyoming et Idaho[61]) ayant connu des feux plus ou moins importants dans les années antérieures à l'évaluation. Grâce à leur analyse économétrique, les auteurs parviennent à une fonction de surplus annuel par visiteur (en fonction du nombre d'années écoulées depuis le denier feu)[62]. La courbe résultante est semblable pour les trois forêts analysées : il s'agit d'une sinusoïde qu'il convient de détailler par étapes. De façon contre-intuitive, la valeur récréative de la forêt augmente très considérablement les deux premières années après le feu. Les auteurs expliquent cette évolution par l'ouverture du milieu et la visibilité nouvelle d'espèces de faune et de flore difficilement repérables dans un milieu arbustif dense et fermé[63]. Au fil des années, et suite à la fermeture progressive du milieu, le surplus des visiteurs décroît de façon continue. Cette tendance dure jusqu'au moment où la forêt se rapproche à nouveau de sa maturité (tout du moins visuellement). A partir de ce moment, le surplus ré-augmente progressivement jusqu'à atteindre une valeur stable qui correspond à la valeur associée à une forêt mature ou proche de son climax.

L'analyse de Loomis et al. (2001) est répétée par la suite dans l'Etat du Nouveau Mexique (Hesseln et al. 2003), puis dans l'Etat du Montana (Hesseln et al. 2004). Ces deux études permettent de tirer trois enseignements supplémentaires non négligeables :

---

[57] En l'absence de feu, les auteurs obtiennent des estimations du surplus du consommateur assez variables en fonction de la manière dont le « coût du trajet » et la « durée du trajet » sont traitées dans leur modèle (soit combinées, soit isolées). Dans le premier cas, le surplus des randonneurs est estimé à 34 $/visite et celui des vététistes à 30 $/visite. Dans le deuxième cas, le surplus des randonneurs est estimé à 111 $/visite et celui des vététistes à 62 $/visite.

[58] Selon les auteurs, le nombre de visites par randonneur passerait de 3,03/an juste après le feu à 2,78/an 50 ans après. Pour la même période, le surplus du consommateur passerait de 145 $/visite à 55 $/visite.

[59] Après un brûlage dirigé, le nombre de visites par randonneur passerait de 2,65/an juste après le feu à 3,97/an 50 ans après. Pour la même période, le surplus du consommateur passerait de 34 $/visite à 24 $/visite.

[60] Echantillon final de 354 individus (taux de réponses : 67 %).

[61] Pour ces deux Etats, l'échantillon final agrégé est de 327 individus. Le taux de réponses est bas (27 %).

[62] En l'absence de feu, les surplus estimés par les auteurs sont : 222 $/visite pour le Wyoming, 129 $/visite pour L'Idaho et 109 $/visite pour le Colorado.

[63] Cette évolution de la flore après le passage du feu est également constatée dans la forêt méditerranéenne Hétier (1993 : 57).

i) tout d'abord, selon les auteurs, le comportement des visiteurs face au feu différerait significativement d'un Etat à l'autre. L'application par analogie d'une étude préalable dans un Etat autre que celui où elle a été menée à l'origine peut donc conduire à des évaluations monétaires erronées. Ainsi, par exemple, la valeur monétaire que les vététistes du Nouveau Mexique attribuent à la forêt ayant été parcourue par un grand incendie décroit dans le temps (le surplus par visite et la fréquentation sont divisés respectivement par 9,5 et par 6 dans l'espace de quarante ans). Dans le Colorado, au contraire, le surplus et la fréquentation des vététistes doublent au bout de 50 ans.

ii) malgré les différences ci-dessus évoquées, les comportements des personnes visitant des forêts différentes ont certains points en commun. Par exemple, la valeur monétaire que les randonneurs attribuent à une forêt ayant connu un grand incendie semble évoluer dans le temps de façon homogène dans tous les états considérés. Que ce soit au Colorado (-65,2% après 50 ans), au Nouveau Mexique (-9,25% après 40 ans) ou au Montana[64] (-86,7% après 50 ans), cette valeur monétaire décroit de façon continue. La diminution reste cependant variable d'un Etat à l'autre.

iii) enfin, les études menées dans le Nouveau Mexique et dans le Montana confirment les différences déjà constatées par Loomis et al. entre les randonneurs et les vététistes. Ces différences ne constituent donc pas une caractéristique exclusive au Colorado, mais plutôt une caractéristique générale présente dans plusieurs types de forêts.

D'autre part, Starbuck et al. (2006) s'inspirent aussi largement du travail mené par Loomis et al. (2001). Ces auteurs tentent d'estimer l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt dans l'Etat du Nouveau Mexique (toujours aux Etats-Unis). Pour cela, ils reprennent la combinaison des méthodes MCT et MEC déjà évoquée antérieurement et considèrent les trois scénarios proposés par Loomis et al. (2001) : (i) un grand incendie très récent ; (ii) un brûlage dirigé récent ; et (iii) un grand incendie ayant eu lieu 20 ans auparavant. De façon analogue à l'étude de 2001, les auteurs illustrent ces trois scénarios à travers des photos. Les auteurs cherchent à analyser ainsi l'impact du feu sur la fréquentation des zones forestières considérées, ainsi que l'influence de l'intensité et de l'ancienneté du feu sur la magnitude de ces impacts. Les auteurs complètent l'étude à travers une Analyse Input-Output menée aussi bien à l'échelle régionale et locale. Les résultats numériques de cette étude sont résumés dans le tableau suivant :

Tableau 1.1 : Principaux résultats de Starbuck et al. (2006)

Scénario	Impact sur la fréquentation	Analyse Input-Output pour l'Etat du Montana		
		Impact sur la production	Impact sur le revenu	Impact sur l'emploi
Grand incendie récent	- 7,009 %	- 81 M$	- 36,5 M$	- 1941
Brûlage dirigé récent	+ 0,0673 %	+ 7,75 M$	+ 3,5 M$	+ 186
Grand incendie (20 ans auparavant)	- 4,480 %	- 51,65 M$	- 23,31 M$	- 1240

[64] Dans cette étude, les auteurs ne distinguent pas les randonneurs des autres visiteurs.

Comme on peut le constater sur le tableau 1.1, et contrairement à ce observé par Loomis et al. (2001) ou Englin et al. (2001) ailleurs dans les Etats-Unis, l'effet immédiat du feu sur la valeur récréative de la forêt serait clairement négatif dans le Nouveau Mexique (la fréquentation chuterait d'environ 7% l'année postérieure au feu). Par ailleurs, l'analyse Input-Output met en évidence les impacts indirects provoqués par chacun des trois scénarios envisagés. Si la magnitude de ces impacts est dans certains cas considérable (notamment dans le cas d'un grand incendie récent), elle reste largement inférieure à celle estimée par les auteurs en cas de la fermeture préventive des massifs forestiers en période à risque (d'après Starbuck et al. (2006), 60 jours d'interdiction d'accès se traduiraient à l'échelle de l'Etat du Nouveau Mexique par une réduction de la production d'environ 480 M$ et par la destruction de 11606 emplois).

L'évolution temporelle de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt constitue aussi l'objet central de l'analyse de Rausch et al. (2010). Ces auteurs appliquent eux aussi une MCT plus ou moins classique puis la complètent avec une partie contingente dans laquelle les participants sont invités à préciser combien de voyages ils seraient prêts à faire pour visiter la forêt évaluée dans le cas où celle-ci était parcourue par un grand incendie. Comme dans les études déjà présentées, les auteurs utilisent ici aussi des photos illustrant la forêt après un grand incendie. Dans cette analyse sont considérés cinq lapses de temps depuis l'incendie en question : 0-1 an ; 2-5 ans ; 6-15 ans ; 16-49 ans ; plus de 110 ans[65]. Les auteurs se focalisent sur une activité récréative en particulier (le camping) et l'analysent dans la partie canadienne des Montagnes Rocheuses. Selon la régression développée par les auteurs, l'impact du feu sur la fréquentation des campeurs serait négatif, et ce, même immédiatement après la survenance d'un grand incendie. Ces résultats vont donc dans le sens de ceux de Starbuck et al. (2006) et à l'encontre des résultats obtenus par Loomis et al. (2001) et Englin et al. (2001). Plus concrètement, selon Rausch et al. (2010), dans l'année postérieure à un grand incendie le nombre de voyages réalisés par des campeurs dans la partie canadienne des Rocheuses passerait de 2,56/an à 1/an. Cet impact serait décroissant au fil du temps et disparaitrait au bout d'une douzaine d'années. Selon les auteurs par ailleurs, le nombre de voyages par an reste positif même au moment où l'impact du feu est le plus important (les auteurs avancent comme explication possible à l'absence d'un effet immédiat positif du feu le fait que celui-ci est plus fréquent dans cette région et qu'il susciterait donc moins la curiosité des visiteurs que dans d'autres régions).

Encadré 1.2 : Les évaluations monétaires de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt

La sous-section 1.3.2 en quelques mots…

L'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt est plus complexe que ce que l'on peut imaginer au premier abord. Cet impact n'est pas forcément négatif ; son signe et son intensité dépendent de facteurs divers tels que le lapse de temps écoulé depuis le passage du feu, l'intensité de ce dernier, l'activité récréative considérée, le type de forêt, etc. L'influence de tous ces facteurs sur l'impact (monétaire) que le feu peut avoir sur la seule valeur récréative de la forêt montre à quel point il peut être difficile (voire hasardeux) de quantifier monétairement la facture totale du feu (et donc, des bénéfices engendrés par la protection).

[65] Chaque lapse de temps est illustré à travers trois photos complémentaires.

1.3.3 Les évaluations des bénéfices générés par les réductions de la biomasse combustible

Dès le début du dernier tiers du XXe siècle, on assiste à un perfectionnement croissant des techniques de réduction du combustible (notamment des débroussaillements mécaniques et des brûlages dirigés). Ces activités de protection se multiplient partout dans les forêts soumises au risque d'incendie de forêt et ce, malgré leur coûts « prohibitifs » (Hjerpe & Kim 2008 : 311). Les budgets qui leur sont alloués augmentent alors considérablement dans bon nombre des pays occidentaux (Kline 2004 : 1 ; Winter et al. 2004 : 8). L'évolution est particulièrement évidente pour les brûlages dirigés, dont les bienfaits sont enfin reconnus politiquement, en tout cas aux Etats-Unis (Hesseln 2000 : 323). L'importance relative de ces budgets reste malgré tout limitée par rapport à celle du budget des activités de suppression, dont l'importance relative reste énorme. Ce partage des ressources disponibles est d'ailleurs perçu par les économistes du feu comme un choix « *irrationnel* » (Snider et al. 2006)[66] ou comme étant la conséquence logique d'un cadre règlementaire « inefficient » (Donovan & Brown 2005)[67].

Face à l'accroissement des dépenses liées aux débroussaillements mécaniques et aux brûlages dirigés, les décideurs sollicitent progressivement les économistes pour l'évaluation des bénéfices que ces activités peuvent engendrer (en termes de réduction du risque mais aussi, en termes de de gestion sylvicole, d'intérêt paysager ou de gestion de la biodiversité)[68]. De nombreux travaux sur le

[66] Ces auteurs comparent pour plusieurs forêts de l'Arizona et du Nouveau Mexique (Etats-Unis) : (i) les coûts de suppression sans travaux de réduction de combustible ; et (ii) l'agrégation des coûts de suppression et des dépenses en prévention lorsque des travaux de réduction de combustibles sont réalisés. Pour cela, les auteurs mobilisent un modèle assez simple, avec un certain nombre d'hypothèses quant aux relations entre P et S, et ignorent par ailleurs les valeurs des biens non marchands concernés par le feu. Les auteurs soulignent l'inefficience du sur-financement des activités de suppression.

[67] Selon ces auteurs, les modèles de simulation sur lesquels se basent les choix des gestionnaires en cas de crise ignorent les bienfaits éventuels du feu et poussent donc les responsables à tenter d'arrêter le feu même lorsque l'impact net de ce dernier est positif ou que le coût marginal de suppression est supérieur au dommage marginal provoqué par le feu. Par ailleurs, le fait que ces gestionnaires disposent de fonds d'émergence quasi-illimités confère aux activités de suppression un coût d'opportunité nul.

[68] Parallèlement, voient aussi le jour un nombre croissant de travaux dans lesquels sont estimés les coûts de réalisation de ces travaux de réduction de combustible et surtout, la variabilité de ces coûts par rapport à des facteurs divers tels que le relief, la végétation ou le cadre institutionnel (voir par exemple : Rideout & Omi 1995 ; Cleaves & Haines 1995 ; González-Cabán 1997 ; Cleaves et al. 2000 ; Berry & Hesseln 2004 ; Hartsough et al. 2008 ; etc.). Ces études considèrent uniquement le prix des biens et des services marchands concernés par les travaux de réduction du combustible. Par ailleurs, la plupart de ces auteurs préfèrent ne pas considérer l'impact des réductions de combustible sur la surface brûlée (certains auteurs procèdent à des simulations sur des logiciels de comportement du feu, mais ils sont minoritaires et ne transforment en aucun cas les unités physiques en unités monétaires). La plupart de ces travaux sont donc de nature comptable et financière. Elles se basent soit sur des données empiriques, soit sur la consultation d'experts engagés dans la réalisation des travaux évalués. Certains travaux proposent des régressions économétriques permettant d'identifier les facteurs explicatifs clés vis-à-vis des coûts d'implémentation. La majorité des auteurs focalisent leur attention sur les coûts des brûlages dirigés et soulignent trois résultats principaux : (i) la possibilité de réaliser d'importantes économies d'échelle (les brûlages dirigés de petite taille sont souvent très complexes et requièrent quasiment les mêmes quantités d'équipement et de personnel que les brûlages de dimensions plus importantes. Par ailleurs, les possibilités de jalonner le brûlages dirigés par le biais de pistes ou de coupures déjà existantes décroit considérablement au fur et à mesure que la taille du brûlage diminue) ; (ii) l'influence notoire sur le coût unitaire de facteurs tels que : les caractéristiques du terrain, la végétation, la saison dans laquelle le brûlage est réalisé, la taille du brûlage, la proximité de zones habitées, les contraintes organisationnelles et les choix de management ; (iii) la cherté de cette stratégie de réduction de combustible

sujet voient alors le jour (la plupart d'entre eux sont publiés au cours de la première décennie du XXIe siècle). Parmi ces études, certaines cherchent à comparer les bénéfices générés par différents types de réduction du combustible (débroussaillements mécaniques ou chimiques, brûlages dirigés, sylvopastoralisme, etc.) (**sous-section 1.3.3.1**), tandis que d'autres se focalisent plutôt sur l'une de ces options : le brûlage dirigé, qui attire donc l'attention d'un nombre croissant de gestionnaires (**sous-section 1.3.3.2**).

1.3.3.1 L'évaluation des bénéfices générés par plusieurs types de réduction du combustible

Plusieurs évaluations monétaires du début de siècle ont donc en commun le fait de considérer simultanément plusieurs techniques alternatives de réduction du combustible. Chacune d'elles adopte cependant un prisme particulier et se focalise sur un sujet différent.

González-Cabán et al. (2007) par exemple, s'intéressent au CAP de plusieurs groupes ethnoculturels pour la mise en place de deux programmes possibles de réduction du combustible : l'un basé sur des brûlages dirigés, l'autre plutôt axé sur des débroussaillements mécaniques[69]. Les deux programmes sont censés réduire : (i) la surface annuelle brûlée d'environ 25 % ; et (ii) le nombre de maisons détruites par le feu de 20 à 8 unités par an. L'étude est menée dans l'Etat de Montana (Etats-Unis) et propose donc une comparaison du CAP des Amérindiens et de celui du reste de la population de cet Etat. D'un point de vue méthodologique, les auteurs appliquent une MEC à format dichotomique[70]. Le moyen de paiement proposé est une augmentation des taxes locales. L'enquête compte deux étapes principales : un appel téléphonique, puis l'envoi de l'enquête par courrier. L'échantillon final est de 499 personnes enquêtées. Les résultats de l'étude peuvent être présentés en trois points :

i) En ce qui concerne les taux de réponses, les auteurs ne trouvent pas de différences significatives dans la première étape de l'enquête (appel téléphonique), mais si dans la deuxième (enquête par courrier)[71]. Dans cette étape, le taux de participation est nettement inférieur pour les Amérindiens. Les interprétations proposées par les auteurs sont malheureusement très peu développés.

ii) Pour ce qui est des zéros de protestation, les tests réalisés par les auteurs ne révèlent pas de différences significatives entre les deux groupes pour le programme de brûlages dirigés[72], mais si pour les débroussaillements mécaniques[73]. Pour ces derniers, le nombre de zéros de protestation des Amérindiens est nettement inférieur[74]. Ceux-ci seraient donc globalement moins favorables à cette technique.

(le coût à l'hectare des brûlages dirigés est le plus souvent supérieur au coût net des débroussaillements mécaniques (en considérant donc les revenus obtenus par la vente du bois coupé ou des rémanents).

[69] Les brûlages dirigés ont la particularité de produire de la fumée, tandis que les débroussaillements mécaniques reviennent chers et ont un impact négatif plus important sur la biodiversité.

[70] Pour le programme de brûlages dirigés, sont proposées 10 sommes d'argents comprises entre 10 $ et 470 $. Le procédé est similaire pour le programme de débroussaillements mécaniques (10 sommes d'argents allant de 15 $ à 480 $).

[71] Test χ^2 (0,01).

[72] 7,4 % pour les Amérindiens et 11,3 % pour le reste de la population.

[73] 21,9 % pour les Amérindiens et 33,1 % pour le reste de la population.

[74] Cela dit, les deux groupes considérés formulent davantage de zéros de protestation vis-à-vis des débroussaillements mécaniques

iii) Enfin, les CAP médians annuels estimés pour les deux groupes ne sont pas significativement différents[75]. Comme le montre le tableau 1.2, dans un groupe comme dans l'autre les CAP médians pour les débroussaillements mécaniques doublent quasiment ceux estimés pour les brûlages dirigés :

Tableau 1.2 : CAP médians estimés par González-Cabán et al. (2007)

	CAP médians annuels par ménage	
	Brûlages dirigés	Débroussaillements mécaniques
Amérindiens :	134,94 $	305 $
Reste de la population :	174,38 $	286,17 $

De façon globale, l'ensemble des résultats obtenus par les auteurs infirment leur hypothèse initiale, qui consistait à supposer que les Amérindiens, de par leurs traditions et leurs mœurs culturels, étaient plus favorables à la pratique des brûlages dirigés.

Walker et al. (2007) comparent eux aussi le CAP pour deux programmes alternatifs : l'un basé sur des débroussaillements mécaniques, l'autre impliquant des brûlages dirigés. Ces auteurs s'intéressent également aux facteurs sociodémographiques pouvant conditionner ces CAP. Plus concrètement, ils se focalisent sur l'influence exercée par : (i) la commune de résidence ; et (ii) le fait d'habiter en lisière de forêt ou dans le centre-ville[76]. Dans cette évaluation, les auteurs appliquent aussi une MEC auprès de 1600 personnes (le format de l'enquête est dichotomique[77] et le moyen de paiement proposé est à nouveau une augmentation des taxes). A partir de leur régression, les auteurs aboutissent aux résultats suivants (tableau 1.3) :

Tableau 1.3 : CAP estimés pour deux programmes de réduction de combustible (Walker et al. 2007)

		CAP moyen annuel pour les brûlages dirigés	CAP moyen annuel pour les débroussaillements mécaniques
Commune 1 (Larimer)	Habitants de l'IFH :	150 $	311 $
	Habitants du centre-ville :	140 $	289 $
Commune 2 (Boulder)	Habitants de l'IFH :	202 $	443 $
	Habitants du centre-ville :	213 $	412 $

[75] Le modèle utilisé exclut les zéros de protestation.

[76] Les auteurs cherchent donc à vérifier trois hypothèses : (i) le CAP moyen des habitants en zone urbaine est inférieur à celui des résidents de l'IFH (ces derniers risquent de voir leur maison brûler) ; (ii) le CAP moyen est différent d'une commune à l'autre (les caractéristiques particulières de chaque communes impactent le CAP de ses habitants) ; (iii) le CAP pour le débroussaillement mécanique et le brûlage dirigé est différent (ce qui découle des différents avantages et inconvénients qu'on peut associer à chacun des deux programmes : fumée ; risque de feux échappés ; bruit ; impact sur la faune ; etc.).

[77] Au total, 13 montants sont proposés (les sommes varient entre 12 $ et 1000 $). Les sommes proposées sont les mêmes pour les deux programmes de réduction de combustible.

Dans cette étude, les auteurs ne trouvent dans aucune des communes des différences significatives entre le CAP des habitants en zone urbaine et le CAP des habitants de l'IFH. Par contre, dans une commune comme dans l'autre, le CAP pour le débroussaillement mécanique double pratiquement celui estimé pour le brûlage dirigé. Celui-ci est donc clairement moins valorisé (ce qui était déjà le cas dans l'étude menée au Montana par González-Cabán et al.). Enfin, les CAP moyens sont significativement différents entre les deux communes considérées, et ce, aussi bien pour le brûlage dirigé que pour le débroussaillement mécanique (les auteurs avancent comme explication principale le caractère plus ou moins rural des communes retenues).

Par ailleurs, Loomis et al. (2009) reprennent les données de terrain déjà exploités par Loomis et al. (2002b), Loomis et al. (2004) et González-Cabán et al. (2007)[78] dans le but de : (i) effectuer un test d'envergure (ou « *scope test* »)[79] pour les MEC appliquées dans ces trois études (les auteurs vérifient que les CAP récoltés augmentent bel et bien lorsque la surface des travaux de réduction du combustible accroît elle aussi dans le scénario présenté) ; et (ii) obtenir une fonction du CAP pour la réalisation de travaux de réduction du combustible selon la surface traitée. Les auteurs analysent aussi les différences existantes à ce sujet entre deux groupes ethnoculturels : les « Blancs » et les « Hispaniques » (selon la terminologie employée par les auteurs eux-mêmes). Par rapport au premier de ces deux objectifs, les régressions appliquées par les auteurs semblent mettre en évidence la sensibilité des CAP à la variation de la surface forestière épargnée du feu, et ce, pour les deux stratégies envisagées (brûlages dirigés et débroussaillements mécaniques) et pour les deux groupes ethnoculturels considérés. En ce qui concerne le deuxième objectif de l'étude, les auteurs fournissent aux décideurs et aux gestionnaires du risque des fonctions du CAP selon la surface protégée. Ainsi par exemple, le CAP des Blancs (en dollars par foyer) pour la réalisation de débroussaillements mécaniques, pourrait être estimé en appliquant la fonction suivante :

$$CAP_{BLANCS} = 174{,}06 + 0{,}002578 \text{ acres}$$

Les auteurs proposent enfin d'appliquer ces fonctions par analogie (« *Benefit Transfert Approach* ») dans d'autres Etats pour ainsi estimer les bénéfices marginaux des réductions de combustible.

D'autre part, et face aux coûts extrêmement élevés des réductions de combustible, plusieurs économistes du feu cherchent à estimer : (i) les bénéfices que ces activités peuvent engendrer à travers la commercialisation du bois coupé (cela concerne principalement les débroussaillements mécaniques avec coupe sélective) ; et (ii) la mesure dans laquelle ces bénéfices peuvent compenser les coûts d'implémentation (il s'agit donc d'estimer le coût net de ces travaux).

[78] Les données concernent donc les Etats de Floride, Californie et Montana.

[79] Dans la littérature, certains auteurs emploient indifféremment *scope test* et *embedding test* pour désigner un test de biais d'envergure. Selon Bateman et al. (2002) ces deux termes sont différents. Le « *scope effect* » (effet de champ) implique un changement au niveau d'un seul argument de la fonction d'utilité multivariée du consommateur tandis que l'« *embedding effect* » (effet d'imbrication) suppose, lui, un changement au niveau d'au moins deux arguments. Ainsi, par exemple, le fait de passer d'un projet de protection de 100 hectares d'une zone humide à un autre protégeant 150 hectares de la même zone relève du « *scope effect* ». En revanche, lorsqu'on passe d'un projet de protection de 100 hectares d'une zone humide à un autre projet préservant les 100 hectares de cette même zone plus 50 hectares de forêt relève de « *l'embedding effect* » (le premier projet étant imbriqué dans le second).

Dans ce sens et d'après Lynch (2001), là où il existe des potentialités sylvicoles réelles et une filière bois bien établie, les produits obtenus à travers les débroussaillements mécaniques peuvent financer une partie considérable des coûts de réduction de la biomasse combustible. Cela dit, le résultat net de ces opérations reste largement dépendant des fluctuations des prix dans le marché du bois et des produits dérivés. Cette analyse financière descriptive (appliquée dans le l'Etat du Colorado) s'intéresse par ailleurs au débat classique sur l'arbitrage entre l'effort financier *ex ante* en matière d'ouverture du milieu forestier et les dépenses *ex post* en matière de suppression du feu (cet arbitrage est une source éternelle de conflits dans la gestion du feu. Comme nous le démontrons à travers notre travail de terrain, ce conflit est très présent dans le massif des Maures ; voir chapitres 1 et 6). Lynch met au pied d'égalité les deux options de gestion en termes d'efficacité et souligne la facture bien plus importante pour les activités de suppression. Il questionne donc l'allocation jusque-là opérée par les gestionnaires du risque entre les deux types de dépenses.

Pour Adams & Latta (2005), cependant, les revenus potentiels liés à la commercialisation du bois coupé (le plus souvent de très faible diamètre) sont loin de pouvoir compenser les coûts des débroussaillements mécaniques, et ce, même lorsque ces derniers sont en partie subventionnés par l'Etat. Fight et al. (2004) et Barbour et al. (2004) arrivent à des résultats similaires pour différents scénarios combinant des débroussaillements mécaniques (pour la création des ouvrages) et des brûlages dirigés (pour l'entretien postérieur des surfaces déjà débroussaillées). Le premier considère deux scénarios de réduction du combustible dans l'Etat du Nouveau Mexique[80]. Le deuxième applique une analyse similaire dans l'Etat de Montana[81]. Dans un cas comme dans l'autre, les travaux réduisent l'aléa futur (estimé à travers des logiciels de simulation du comportement du feu), mais les revenus obtenus à partir du bois coupé lors des débroussaillements sont largement inférieurs aux coûts des travaux de réduction du combustible. Toujours dans la même logique, mais en élargissant clairement l'échelle d'analyse, Hjerpe & Kim (2008) appliquent une analyse Input-Output dans le but d'estimer l'impact économique des réductions du combustible dans cinq parcs naturels du sud-ouest des Etats-Unis. A travers cette analyse, les auteurs cherchent à intégrer dans les calculs : (i) les « effets indirects » opérés par les débroussaillements mécaniques et/ou les brûlages dirigés dans plusieurs secteurs fournissant divers biens à la filière bois (équipements, combustible, etc.) ; et (ii) les « effets induits » dans les secteurs où les employés de la filière bois dépensent leurs salaires. Les auteurs estiment que pour l'année 2005 et la région étudiée, les activités de réduction du combustible engendrent un output économique total d'environ 40 M$ (soit à peu près 1,4 fois l'impact économique direct de ces mêmes activités) et 500 postes de travail. La valeur de ces bénéfices reste malgré tout très loin de celles des coûts de réalisation des travaux. Soulignons que dans ces études, ne sont pas considérés les bénéfices générés par les réductions de combustible en termes de réduction du risque.

Enfin, Varela et al. (2014) s'intéressent de leur côté à l'impact sur les préférences des individus de plusieurs choix relatifs aux coupures de combustible, à savoir : (i) la technique de débroussaillement utilisée pour l'entretien des coupures de combustible (sylvopastoralisme, brûlages dirigés ou débroussaillement mécanique, celui-ci pouvant être plus ou moins sévère) ; (ii) la conception de ces

[80] Les scénarios considèrent une coupe sélective (dont la sévérité varie d'un scénario à l'autre), suivie d'un premier brûlage dirigé réalisé 10 ans après, puis d'autres brûlages dirigés successifs appliqués tous les 20 ans.
[81] Les scénarios considèrent une coupe sélective complétée par un brûlage dirigé immédiat, puis d'autres brûlages dirigés réalisés tous les 30 ans. La sévérité de la coupe sélective varie ici aussi d'un scénario à l'autre.

coupures (plus ou moins rectilignes, avec quelques arbres ou pas) ; et (iii) l'importance des coupures dans le maillage du territoire (les auteurs corrèlent d'ailleurs cet attribut aux surfaces annuelles brûlées). Le territoire analysé est la province de Malaga (Espagne). L'étude se base sur un classement contingent auxquels participent à l'origine 510 personnes[82]. Celles-ci sont confrontées à 16 cartes différentes composée chacune d'elles de 4 scénarios alternatifs : le statu quo et trois autres gestions combinant une technique de débroussaillement, un mode de conception de coupures, une quantité de coupures (et donc, une certaine surface brûlée), et une somme à payer pour que le scénario soit implémenté[83]. Les participants sont invités à classer pour chacune des 16 cartes les quatre scénarios proposés. Parmi les principaux résultats de l'étude, les modèles développés par les auteurs révèlent :

- des coefficients positifs et significatifs pour le débroussaillement mécanique peu sévère, le sylvopastoralisme et les coupures sinueuses plutôt ombragées (ayant donc un impact visuel réduit). Tout accroissement de la surface débroussaillée a un coefficient positif, mais l'utilité associée à ces réductions de la surface brûlée est décroissante au fur et à mesure qu'augmente la surface déjà épargnée du feu ;

- un coefficient négatif et significatif pour le brûlage dirigé ;

- une disposition à payer plutôt conséquente pour augmenter les surface protégées (environ 100 €/individu pour passer d'un niveau de protection réduit à un autre moyen) ;

1.3.3.2 L'évaluation des bénéfices générés par les brûlages dirigés

L'évaluation monétaire des bénéfices générés par les brûlages dirigés paraît d'autant plus nécessaire aux yeux des économistes du feu que cette technique de réduction du combustible est confrontée non seulement à des coûts de réalisation conséquents, mais également à trois autres obstacles majeurs (Donovan & Brown 2005 : 387) : (i) le fait que cette technique ne soit viable qu'avec des conditions météorologiques très particulières et surtout très intermittentes ; (ii) les problèmes d'acceptabilité sociale liés à fumée provoquée et au risque que le feu échappe au contrôle des reposnables ; (iii) la sur-médiatisation des brûlages dirigés étant devenus de grands incendies.

Dans l'une des premières études que nous avons recensées sur ce sujet, Loomis et al. (2002a) évaluent les bénéfices que le brûlage dirigé génère en termes d'intérêt cynégétique. Ces auteurs tentent d'estimer en effet la valeur monétaire d'une augmentation de la population de cerfs suite au passage de feux de faible intensité (type brûlage dirigé)[84]. L'étude est réalisée dans une forêt de l'Etat de Florida (Etats-Unis) dans laquelle la chasse occupe une place centrale. D'un point de vue méthodologique, les auteurs appliquent une MEC dont l'échantillon s'élève à 356 chasseurs[85]. Le format de l'enquête est ouvert et le moyen de paiement choisi est une augmentation des coûts du

[82] 111 réponses de protestations.
[83] Les cartes contiennent des photos illustrant la valeur de chaque attribut.
[84] Selon les auteurs, cette augmentation s'explique par une amélioration de la qualité du foin disponible et par un taux de survie accru chez les faons (grâce à la diminution du nombre de grands incendies). Selon le modèle de régression utilisé dans cette étude, l'augmentation de 1% de la surface parcourue par un brûlage dirigé entraîne une augmentation de 0,3% du nombre de cerfs chassés dans la même année (et de 0,15% dans l'année suivante). Les auteurs estiment ainsi la population de cerfs pour trois scénarios alternatifs : (i) le maintien de la surface couramment traitée par des brûlages dirigés (800 acres annuels) ; (ii) l'augmentation de cette surface à 1.800 acres ; (iii) l'augmentation à 2.800 acres.
[85] Le taux de réponse est de 47%.

trajet. Deux questions centrales sont posées aux personnes enquêtées : (i) « *Quelle est la somme maximale que vous êtes prêts à payer pour venir chasser dans cette forêt ?* » ; (ii) « *Combien seriez-vous disposé à payer si vous aviez la certitude de chasser un cerf au cours de la saison de chasse ?* ». Les auteurs obtiennent un CAP moyen de 17,58 $/trajet[86] pour la première question, et de 116,18 $/trajet[87] pour la deuxième. Le CAP marginal pour chasser un cerf est estimé à 98,60 $ (= 116,18 - 17,58)[88]. A partir de ces valeurs, les auteurs estiment les bénéfices générés par le brûlage dirigé dans trois scénarios différents. La comparaison de ces valeurs avec les coûts de réalisation des brûlages dirigés sont éloquents : dans le meilleur des cas, les bénéfices estimés équivalent à 1,5 % des coûts...

Bien évidemment, les bénéfices générés par les brûlages dirigés ne se limitent pas à la seule augmentation du gibier et vont au-delà de l'intérêt cynégétique de la forêt. Dans ce sens, le bénéfice qui attire le plus l'attention des économistes est la réduction du risque de grands incendies. Dans ce sens, Kaval et al. (2007) s'intéressent par exemple au CAP des résidents d'une IFH du Colorado (Etats-Unis) pour la réalisation d'un programme de brûlages dirigés dont le résultat escompté est la réduction à la moitié de la fréquence de grands incendies de forêt. Dans cette étude, les auteurs appliquent une MEC à format dichotomique[89] dans laquelle participent 99 personnes[90]. Parmi celles-ci, 86 % sont favorables à la réalisation de brûlages dirigés et 66 % sont disposées à payer pour que le programme soit réalisé. Les auteurs parviennent à un CAP moyen de 796 $/an[91]. Leur modèle de régression montre par ailleurs que les habitants sont prêts à payer davantage lorsque la perception de la fréquence des feux ou la perception de l'exposition de leur habitation augmente.

De leur côté, Loomis et al. (2004) estiment aussi le CAP pour la réalisation d'un programme de brûlages dirigés, mais se focalisent plutôt sur la façon dont ce CAP est influencé (ou pas) par l'appartenance à un groupe ethnoculturel particulier. Ces auteurs appliquent en effet une MEC dans l'Etat de Californie (Etats-Unis) et comparent les résultats obtenus pour : (i) les « Hispaniques »; (ii) les « Afro-américains » ; et (iii) les « Blancs ». Les auteurs étudient par ailleurs l'influence que peut avoir la langue utilisée dans l'enquête au sein du groupe des « Hispaniques » (50 % des enquêtes sont réalisées en anglais ; l'autre 50 % en espagnol)[92]. Le programme évalué est censé permettre une réduction de 25% de la surface brûlée et une diminution nette du nombre de maisons détruites par le feu (de 30 à 12 maisons par an). L'enquête est structurée en trois étapes : elle commence par un contact téléphonique, suivi d'un courrier puis d'un entretien final (de nouveau par téléphone). Le format de l'enquête est dichotomique et le moyen de paiement choisi est une augmentation des taxes locales. Les résultats de l'étude sont divers et variés. En ce qui concerne les taux de réponses, un premier test χ^2 (à une seule variable) dévoile des différences significatives entre les quatre groupes identifiés, aussi bien dans le premier contact téléphonique que dans l'entretien postérieur.

[86] IC 90% : [4,04 ; 24,26].
[87] IC 90% : [93,41 ; 138,95].
[88] La chasse maximale par an est limitée à un cerf par chasseur.
[89] Les valeurs proposées vont de 5 à 1.500 $/an. Le moyen de paiement proposé est une augmentation des taxes locales.
[90] Taux de réponse : 86%.
[91] IC 90% : [545 $; 1.583 $].
[92] Cette étude complète celle de Loomis et al. (2002b) menée dans l'Etat de Floride et focalisée également sur l'influence que peuvent jouer l'appartenance à un groupe ethnoculturel déterminé et la langue employée dans l'enquête sur les résultats d'une MEC. Les auteurs comparent les réponses des Hispaniques avec celles des autres habitants l'Etat de Floride. A l'intérieur du groupe des Hispaniques, les auteurs comparent aussi les réponses selon la langue utilisée dans l'enquête.

Cela dit, ces premiers résultats sont contredits par une analyse postérieure à plusieurs variables. A en croire cette deuxième analyse, l'appartenance à tel ou tel autre groupe ethnoculturel aurait moins d'influence que d'autres facteurs sociodémographiques tels que l'âge ou le niveau d'éducation[93]. Pour ce qui est des zéros de protestation[94], les auteurs ne trouvent aucune différence significative dans les raisons évoquées par les différents groupes étudiés. Enfin, les auteurs trouvent un CAP moyen de 399 $/an[95] pour les « Blancs » et de 505 $/an[96] pour les « Afro-américains », ces différences n'étant pas statistiquement significatives[97].

Une approche sensiblement différente est celle présentée par Mercer et al. (2007). Ces auteurs proposent un exercice d'optimisation dynamique et de simulation (méthode de Monte-Carlo) dans le but d'identifier la surface optimale à traiter par des brûlages dirigés. Les prédictions de l'impact du brûlage dirigé sur l'occurrence et sur la propagation du feu se basent sur une version améliorée de la fonction de production proposée par Prestemon et al. (2002). Les prédictions concernant l'évolution du NVC sont, elles, basées sur les résultats de Butry et al. (2001). Le modèle de risque proposé a la particularité de fournir un output intégrant non seulement la surface brulée mais aussi l'intensité du feu. Les auteurs appliquent le modèle dans une zone forestière de l'Etat de Florida (Etats-Unis) et aboutissent à une surface optimale de brûlages dirigés de 13% de la surface forestière totale.

Encadré 1.3 : Les évaluations des bénéfices générés par les réductions de la biomasse combustible

La sous-section 1.3.3 en quelques mots…

Le CAP pour la réduction de la biomasse combustible peut varier sensiblement selon : (i) la technique employée sur le terrain (le CAP passerait du simple au double lorsqu'on compare le brûlage dirigé et les débroussaillements mécaniques) ; (ii) la commune où l'enquête est réalisée (à l'intérieur de chaque commune le CAP serait par contre indépendant de la proximité géographique entre le lieu de résidence et la forêt) ; (iii) l'appartenance à un groupe ethnoculturel.

Si les travaux de réduction du combustible semblent avoir un impact considérable sur l'aléa du feu (notamment sur l'aléa de propagation), leurs coûts de réalisation restent très élevés, même lorsque l'on considère les revenus potentiels obtenus par la commercialisation du bois coupé et des rémanents). Dans ce sens, et selon les économistes du feu, l'efficience des brûlages dirigés paraît particulièrement limitée aussi bien par ses coûts de réalisation que par les bénéfices nets que la population leur attribue.

[93] Dans l'analyse effectuée en Floride, Loomis et al. (2002b) ne trouvent aucune différence significative entre les différents groupes considérés, ni pour le test χ^2, ni pour l'analyse multi-variable. Par ailleurs, le taux de réponse obtenu en Floride (35%) est sensiblement supérieur à celui constaté en Californie (seulement 21%). Selon les auteurs, ces différences s'expliqueraient du fait que la proportion de retraités est plus importante en Floride (ce qui implique un coût d'opportunité plus faible au moment de participer à l'enquête).

[94] Le nombre de zéros de protestation est particulièrement bas dans cette étude.

[95] IC 90% : [312 $; 608 $].

[96] IC 90% : [363 $; 1.126 $].

[97] Le coefficient de paiement pour les Hispaniques est jugé non significatif. Ce résultat va à l'encontre de celui trouvé par Loomis et al (2002b) en Floride. Selon les auteurs, ces différents résultats découleraient des particularités des Hispaniques dans chacune des deux régions étudiées : la plupart des Hispaniques californiens viennent du Mexique ou de l'Amérique Centrale, tandis que ceux de Floride sont majoritairement caribéens.

1.3.4 Les évaluations monétaires dans l'Interface Forêt-Habitat (IFH)

Les évaluations menées dans les zones d'interface constituent une ligne de recherche qui a pris une ampleur considérable dès le début de ce XXI siècle. Cette évolution répond à la confirmation d'un double phénomène présent dans la plupart des pays occidentaux : d'un côté, la progression des surfaces forestières suite à la déprise agro-pastorale ; et d'un autre côté, l'étalement urbain à travers le mitage (habitations individuelles parsemées en forêt) ou la construction de nouveaux lotissements en lisière de forêt. L'IFH se caractérise par des enjeux particulièrement importants et conflictuels, que ce soit par rapport à l'aléa « feu » (augmentation de l'aléa induit, autrement dit de l'aléa d'ignition ; accroissement de l'exposition au feu ; etc.), ou par rapport aux liens entre les différents acteurs (glissement dans la finalité des parades ; partage des responsabilités entre particuliers et gestionnaires publics ; conflits d'usages ; conflits de représentations de la forêt ; etc.).

Il est possible de distinguer trois grandes lignes d'analyse parmi les divers travaux des économistes du feu sur la problématique de l'IFH. Certains auteurs cherchent à estimer le CAP des habitants de l'IFH pour la réalisation de programmes globaux de protection contre le feu, un peu comme cela a été fait dans les premières évaluations monétaires appliquées au problème du feu (sous-section 1.3.1) mais focalisés géographiquement sur les zones d'interface (**sous-section 1.3.4.1**) ; d'autres cherchent plutôt à expliquer les facteurs principaux qui déterminent le positionnement de ces habitants vis-à-vis des différentes stratégies de réduction de la biomasse combustible (**sous-section 1.3.4.2**); enfin, un nombre réduit d'auteurs étudie aussi l'impact du feu sur la valeur des biens immobiliers situés dans l'IFH (**sous-section 1.3.4.3**).

1.3.4.1 Evaluations du CAP des habitants de l'IFH pour la mise en place de programmes de protection contre le feu

Dans l'une des premières évaluations monétaires appliquées à l'IFH, Fried et al. (1999) estiment le CAP des habitants d'une zone d'interface dans l'Etat de Michigan (Etats-Unis) pour la mise en place de plusieurs programmes de protection. Les auteurs s'intéressent particulièrement à la façon dont ce consentement varie selon le caractère public ou privé du programme considéré.

D'un point de vue méthodologique, les auteurs réalisent une MEC auprès de 285 ménages[98] d'une IFH dans laquelle le feu a détruit plusieurs maisons par le passé[99]. Afin d'éclairer l'influence du type de programme (public ou privé) sur le montant du CAP, les auteurs proposent un modèle de risque caractérisé par l'équation suivante :

$$\pi = \mu\rho ;$$

où :

- la variable μ représente la probabilité qu'un feu arrive dans les 10 prochaines années à la maison de la personne interrogée ;
- la variable ρ indique la probabilité que la maison en question soit détruite lors de ce feu ;
- la variable π correspond donc à la probabilité que la maison soit détruite par un incendie de forêt dans les 10 ans à venir.

[98] Initialement, 344 ménages sont contactés (le taux de réponse est donc de 79%).
[99] Dans la commune où l'étude est réalisée, le feu détruisit en 1990 plus de 70 maisons.

Les auteurs assument que la valeur de π peut être réduite soit par des stratégies publiques de protection contre le feu (réductions de combustible, installation de nouvelles tours de guet…), autrement dit à travers la diminution de μ, soit par des stratégies privées (débroussaillage et élagage autour des habitations, installation de points d'eau dans le jardin, utilisation de matériaux de construction peu inflammables, situation stratégique de la maison par rapport au relief et aux vents dominants…) et donc par le biais d'une diminution de ρ. La valeur de μ est fixée 0,15 pour l'ensemble des ménages participant à l'enquête, tandis que celle de ρ est assujettie aux actions entreprises par chaque ménage (quatre valeurs possibles sont envisagées pour ρ)[100]. Au total, donc, les auteurs identifient quatre niveaux de π : 0,14 ; 0,10 ; 0,07 et 0,04.

L'enquête est réalisée sous format de question ouverte : on demande aux propriétaires combien ils sont disposés à débourser pour passer du niveau de risque qui leur a été associé au niveau immédiatement inférieur, puis de ce niveau-là à un autre encore inférieur. Le processus est appliqué deux fois : une fois pour un programme de protection public, puis une deuxième fois pour des stratégies individuelles de protection[101]. Plusieurs résultats de cette étude méritent d'être soulignés :

i) Tout d'abord, le CAP moyen estimé pour la mise en place d'un programme de protection publique est significativement inférieur à celui estimé pour la réalisation d'actions privées (voir les tableaux 2.4 et 2.5). D'après les auteurs, ces résultats révèleraient un manque de confiance des résidents vis-à-vis de l'efficacité des actions entreprises par les gestionnaires publics.

Tableau 1.4 : CAP pour la mise en place de stratégies de protection privées (Fried et al. 1999)

Valeur de π	Estimation du CAP moyen/an
0,04	1.390 $/an
0,07 et 0,10	2.364 $/an
0,14	413 $/an

Tableau 1.5 : CAP pour la mise en place de stratégies de protection publiques (Fried et al. 1999)

Niveau de risque initial	Niveau de risque accessible à travers la mise en place d'un programme de protection	Estimation du CAP moyen/an
4% 2%	2% 1%	51 $/an 11 $/an
7% 4%	4% 2%	61 $/an 9 $/an
10% 4%	4% 2%	109 $/an 21 $/an
14% 7%	7% 4%	92 $/an 16 $/an

ii) Deuxièmement, quasiment tous les ménages ayant exprimé un CAP nul pour la réalisation de stratégies de protection privées, expriment cependant un CAP positif pour la mise en place d'un programme public. D'après les auteurs, ce résultat s'expliquerait par deux arguments différents.

[100] Les valeurs vont de 0,93 lorsqu'aucune mesure n'a été prise, à 0,27 lorsque les habitants ont pris toute une série de mesures.

[101] Pour les propriétaires aux quels leur est associé avant l'enquête le niveau le plus bas de risque, on leur demande combien seraient-ils prêts à payer pour réduire à la moitié ce niveau de risque.

D'abord, certains propriétaires estimeraient inutiles leurs efforts individuels si l'ensemble de leurs voisins ne font pas de même (en effet, si ces derniers ne prennent aucune mesure, le feu risque d'endommager toutes les maisons de l'IFH malgré les efforts de certains propriétaires). Par ailleurs, certains habitants s'opposeraient à modifier l'aspect de leur jardins (l'élagage ou la coupe des arbres qui entourent leurs maisons étant le plus souvent très mal perçue)[102].

iii) Troisièmement, le CAP moyen estimé pour la mise en place d'un programme de protection publique diminuerait au fur et à mesure que le niveau de risque décroît lui aussi (ce qui semble indiquer une utilité marginale décroissante de ces programmes).

iv) Enfin, presque tous les ménages sont couverts par des assurances et pourtant, la plupart d'entre eux expriment un CAP positif. D'après les auteurs, cela démontrerait que ces assurances ne couvrent pas certains biens que les ménages valorisent.

Cette même zone d'interface dans l'Etat de Michigan est analysée par Winter & Fried (2000) dans une deuxième étude qui ne se focalise pas tant sur le calcul d'un CAP, que sur les motivations et les justifications sur lesquelles ce consentement peut se baser. Cette deuxième analyse vient donc compléter la première à travers une analyse de type plutôt qualitative. Pour cela, les auteurs se basent sur des focus groups organisés auprès d'une partie des ménages ayant participé à l'évaluation contingente décrite ci-dessus (au total, 39 propriétaires participent à ces groupes de travail). Trois sujets accaparent l'attention des auteurs : (i) la façon dont le risque est perçu par les habitants ; (ii) leurs points de vue par rapport au partage de responsabilités publiques et privées ; et (iii) leurs attentes et leurs perspectives vis-à-vis des différentes stratégies de protection.

Par rapport au premier de ces trois sujets, les auteurs soulignent le fait que la plupart des habitants contactés voient le feu comme une force incontrôlable contre laquelle les différentes parades envisagées ne constituent que des tentatives futiles. Logiquement, ce type de positionnement peut se traduire par des CAP nuls pour la mise en place de programmes de protection[103].

En ce qui concerne le partage des responsabilités, les participants se considèrent majoritairement responsables par rapport aux éclosions de feu qu'ils sont susceptibles de provoquer (aléa induit) et aussi, par rapport à la protection de leur maison en cas d'incendie (aléa subit).

[102] Ce type de conflit entre la valeur esthétique et la gestion du risque existe également dans le massif des Maures. Plusieurs des acteurs que nous avons rencontrés pendant notre travail de terrain ont souligné ce comportement (notamment les agents responsables du contrôle du débroussaillage autour des habitations).

[103] Nous avons également entendu ce genre de raisonnements lors de nos entretiens sur le terrain. Dans les Maures cependant, la perception du feu comme une force incontrôlable mérite être précisée et nuancée. En effet, la plupart des acteurs que nous avons rencontrés et ayant évoqué cette idée pensent que le feu devient une force immaîtrisable lorsqu'il échappe à l'attaque initiale et prend donc les dimensions d'un grand incendie de forêt. A leurs yeux, le feu est donc tout à fait contrôlable tant que son ampleur est limitée. Ce point de vue n'impliquerait donc pas forcément des CAP nuls pour la mise en place de moyens de protection (comme les auteurs le suggèrent pour l'Etat de Michigan). Au contraire, il justifierait la politique actuelle de « l'attaque des feux naissants », traduite sur le terrain par un déploiement massif de moyens de surveillance, de détection et d'intervention rapide. Certains acteurs considèrent néanmoins que lorsque les conditions météorologiques sont particulièrement adverses (indice de sécheresse important, températures élevées, vent fort, etc.), il est quasiment impossible d'éteindre tous les feux et donc d'éviter un grand incendie.

Enfin, pour ce qui est des stratégies alternatives de protection, les auteurs s'intéressent à la réaction des habitants par rapport à toute une panoplie de mesures différentes. Le tableau 2.6 résume les principaux résultats :

Tableau 1.6 : Positionnements vis-à-vis des différentes stratégies de protection (Winter & Fried 2000)

	Réactions des habitants de l'IFH
Réglementations préventives	La majorité des participants accepte les contraintes règlementaires vis-à-vis de l'emploi du feu (interdictions les jours à risque, déclaration obligatoire, etc.) mais perçoit beaucoup moins bien les mesures coercitives sur le type de matériel de construction de leurs maisons ou sur la suppression d'arbres dans leurs jardins.
Moyens de suppression	Les budgets alloués aux moyens de suppression sont majoritairement perçus exagérés et injustifiés (le feu est vu comme une force incontrôlable). Les participants voient ces budgets comme de l'argent « jeté par la fenêtre » qui serait plus utile dans la prévention[104].
Pare-feu et grands débroussaillements	Les pare-feu et les zones d'appuis créées dans la forêt publique sont généralement bien vus et préférés aux débroussaillages imposés autour des habitations[105].
Brûlages dirigés	La plupart des participants se méfient des brûlages dirigés. Ceux-ci peuvent échapper au contrôle des sapeurs-forestiers ou des pompiers.
Education, sensibilisation	De façon peu surprenante, la totalité des habitants sont favorables au développement de programmes d'éducation et de sensibilisation.

L'IFH déjà étudiée par Fried et al. (1999) et Winter & Fried (2000) donne lieu à une troisième publication parue dans *Forest Science*. Dans ce nouvel article, Winter & Fried (2001) présentent l'application d'une MEC séquentielle focalisée sur le CAP pour un programme de protection publique. Dans cette évaluation, les participants décident d'abord s'ils sont prêts ou pas à payer pour le programme de réduction du risque et expriment ensuite, le cas échéant, leur CAP pour que le programme soit effectivement réalisé. L'étude reprend les enquêtes déjà exploitées par Fried et al. (1999) en y ajoutant 122 enquêtes supplémentaires réalisées quelque temps après (toujours dans la même commune). Sont également repris le modèle de risque déjà évoqué et les 4 niveaux initiaux proposés dans l'article de 1999.

Selon les auteurs, 75% des personnes interrogées décident de participer au financement du programme public (celui-ci est censé réduire à la moitié les surfaces brûlées). Le facteur qui influence le plus cette décision est la perception qu'ont les habitants locaux du risque « feu de forêt ». Par ailleurs, le fait de réaliser des actions privées de réduction du risque n'aurait pas d'influence sur la décision de financer le programme public (les auteurs en concluent que les deux types de programmes ne sont pas substitutifs mais complémentaires). Cette décision ne serait influencée ni par la proximité au périmètre du dernier grand incendie, ni par le fait d'avoir déjà subi des dégâts provoqués par le feu.

[104] Ces critiques sont également présentes dans les Maures (voir chapitres 1 et 6).

[105] Comme nous l'expliquons dans le chapitre 6, les critiques dans les Maures aux coupures de combustible se réfèrent à une multitude d'enjeux divers (cherté, inefficacité, impact paysager, impact sur la faune et la flore, etc.). Ces critiques sont partagées par bon nombre d'acteurs qui estiment que les budgets alloués à ces travaux et les surfaces traitées sont excessives.

Le CAP moyen estimé par les auteurs est de 57,26 $/an[106]. Grâce à leur modèle économétrique, les auteurs estiment également les effets à la marge provoqués par des variations de chacun des facteurs explicatifs du CAP, parmi lesquels ressortent clairement le niveau de revenu et la valeur du patrimoine des ménages (par exemple, le CAP moyen estimé augmenterait de 7,51 $/an suite à une augmentation de 1000 $ de la valeur moyenne des propriétés).

1.3.4.2 L'analyse des facteurs du CAP pour la réalisation de réductions du combustible dans l'IFH

Pour ce qui est des études focalisées sur les réductions de combustible, Winter et al. (2002) analysent par exemple l'acceptabilité de trois stratégies alternatives (débroussaillements mécaniques en forêt, brûlages dirigés, et débroussaillements par les particuliers autour de leurs maisons). Les auteurs proposent une analyse qualitative basée sur la retranscription des discussions menées dans plusieurs groupes de travail organisés aux Etats-Unis[107]. Les auteurs relèvent ainsi quatre facteurs explicatifs principaux (tableau 1.7) :

Tableau 1.7 : Les facteurs explicatifs du CAP pour la réalisation de réductions du combustible dans les zones d'interface (Winter et al. 2002)

Facteurs explicatifs observés par Winter et al. (2002)
(i) les résultats espérés pour chaque stratégie (en termes de coûts d'implémentation, d'impact paysager, de probabilité de feux échappés et de qualité de l'air) ;
(ii) le degré dans lequel les individus sont concernés par les réductions de combustible (suppression de la végétation qu'ils ont créée autour de leurs habitations, contraintes sur leurs droits de propriété ; dérangement causé par la fumée, etc.) ;
(iii) les particularités de chaque cas d'études (surface concernée, ressources disponibles, proximité des maisons, etc.) ;
(iv) le niveau de confiance des habitants dans les gestionnaires du risque.

La question de la confiance envers l'Etat et les gestionnaires locaux du risque est plus longuement étudiée par Winter et al. (2004). Ces auteurs recyclent le travail de terrain déjà exploité par l'étude précédente et proposent une analyse descriptive focalisée sur les corrélations existantes entre l'acceptation des réductions de combustible et trois aspects centraux de la confiance des habitants : (i) les bénéfices et les risques espérés pour chaque technique ; (ii) l'aptitude des gestionnaires du risque (aux yeux des habitants) ; et (iii) la vision plus ou moins anthropocentrique de la forêt. Le tableau 1.8 résume les principaux résultats de l'étude :

[106] CAP médian estimé à 40 $/an.

[107] Les cas d'étude se situent dans les Etats de Californie (n=544), Florida (n=357) et Michigan (n=1.244). Ils se différencient les uns des autres selon plusieurs critères (régime du feu, maîtrise foncière, caractéristiques socio-économiques, etc.). En Californie, les communes choisies connaissent fréquemment des incendies de forêt. Le brûlage dirigé y est très peu pratiqué. Une très grande partie de la forêt est domaniale. Au contraire, dans les villages étudiés en Florida, la forêt est majoritairement privée et le brûlage dirigé est assez souvent pratiqué. Les incendies y sont tout de même très fréquents. Enfin, dans les communes de Michigan, la forêt est surtout domaniale. Le passage du feu y est peu fréquent, que ce soit sous la forme de brûlages dirigés ou plutôt sous la forme d'incendies de forêt non contrôlés).

Tableau 1.8 : Corrélations entre les facteurs de confiance/méfiance envers les gestionnaires du risque et l'acceptation des réductions de combustible (Winter et al. 2004)

	Niveau d'acceptation des réductions de combustible
Bénéfices et risques espérés	Dans les trois Etats concernés, l'acceptation des stratégies de réduction du combustible est positivement corrélée aux croyances par rapport à leurs bienfaits. Dans la plupart des cas, cette corrélation est significative, mais elle ne l'est pas systématiquement. Les résultats par rapport aux risques attendus sont similaires (dans ce cas, la corrélation est bien évidemment négative).
Aptitude associée aux gestionnaires du risque	Dans les trois Etats, le jugement sur l'aptitude des gestionnaires du risque est positivement corrélé à l'acceptation des réductions de combustible, et ce, quelle que soit la stratégie considérée. Cette corrélation est significative dans tous les cas de figure, avec des coefficients allant de 0,57 à 0,69.
Vision +/- anthropocentrique	La corrélation entre l'acceptation des réductions de combustible et les valeurs associées à la forêt est généralement faible et n'est significative que dans certains Etats et pour certaines stratégies de réduction.

De leur côté, Vogt et al. (2005) proposent une régression économétrique dont le but est la prédiction du degré d'acceptation de plusieurs réductions de combustible en fonction des croyances et des préférences des habitants de l'IFH. Le modèle permet aux auteurs de tirer plusieurs leçons plus ou moins intuitives. Les habitants des IFH seraient significativement plus favorables à une stratégie de réduction du combustible capable selon eux de réduire les coûts de suppression. Par ailleurs, les habitants pour qui les brûlages dirigés ne risquent pas d'échapper au contrôle des pompiers ou des sapeurs-forestiers seraient plus enclins à accepter ce genre de stratégies. Deux autres résultats de cette étude sont plus surprenants : premièrement, le fait d'avoir déjà vécu des grands incendies n'aurait pas d'influence significative sur l'acceptation des différentes réductions de combustible. Deuxièmement, le niveau de confiance que les habitants font à l'Etat pour la gestion des forêts nationales n'aurait lui non plus d'influence significative sur l'acceptation des réductions de combustible (ce résultat va donc à l'encontre des observations faites par Winter et al.).

Enfin, Shafran (2008) s'intéresse, lui, à la disposition des habitants de l'IFH à débroussailler autour de leurs maisons au-delà des prescriptions légales. Cet auteur cherche à analyser plus concrètement les interdépendances éventuelles entre les choix opérés par les habitants d'une même IFH. Pour cela, il développe un modèle de régression et se sert de données réelles de plusieurs zones d'interface dans l'Etat du Colorado (Etats-Unis).

Le modèle en question suggère l'existence d'une relation de complémentarité entre les choix individuels de débroussaillage : la réduction de la biomasse combustible autour d'une maison réduirait en effet le degré d'exposition des maisons à proximité et accroîtrait donc l'efficacité des débroussaillages réalisés par ces voisins. Ceux-ci seront en quelque sorte stimulés par cette efficacité accrue. Autrement dit, les débroussaillages autour des maisons et au-delà des obligations légales produiraient des bénéfices non seulement privés (protection de la maison en question), mais aussi publics (protection accrue des maisons du même IFH). Ces travaux seraient donc à l'origine d'externalités positives. La non-considération de ces dernières pourrait donc conduire à des choix sous-optimaux du point de vue collectif (pour éviter cela, les gestionnaires du risque devraient octroyer des subventions).

1.3.4.3 L'évaluation de l'impact du feu sur la valeur des biens immobiliers situés dans l'IFH

Un troisième groupe d'économistes du feu cherchent à estimer l'impact du feu sur la valeur des habitations en forêt ou en lisière de celle-ci.

Un des premiers travaux que nous avons recensés dans ce sens est celui de Huggett (2003). Celui-ci propose en effet une évaluation de l'impact de trois grands incendies de forêt dans l'Etat de Washington (Etats-Unis) sur le prix de vente de plusieurs centaines de maisons situées à proximité des surfaces parcourues par le feu (les trois grands incendies considérés brûlent à eux seuls environ 80.000 hectares au cours de l'été de 1994). D'un point de vue méthodologique, l'auteur emploie la méthode des Prix Hédoniques et base son analyse sur l'ensemble des transactions opérées sur son territoire d'étude entre 1992 et 1996[108]. Selon le modèle de régression linéaire proposé par l'auteur, le prix moyen des maisons de l'IFH étudiée aurait diminué d'environ 13% suite au passage du feu (16377 $/maison). Cette diminution des prix n'aurait eu lieu cependant qu'à partir de l'année postérieure aux grands feux de 1994 (les auteurs interprètent ce léger décalage comme une preuve de l'incomplétude de l'information caractérisant le marché de l'immobilier et de la lenteur des réajustements qui y ont lieu). L'impact du feu sur les prix de l'immobilier serait par ailleurs de courte durée, puisque ces derniers atteignent leur niveau préalable aux grands feux de 1994 dès le deuxième semestre de 1995.

Un deuxième exemple de ce genre de travaux est celui mené par Loomis (2004) dans l'Etat du Colorado (Etats-Unis). Cet auteur applique lui aussi la méthode des Prix Hédoniques pour estimer l'évolution des prix de l'immobilier avant et après un très grand incendie. Pour cela, il se base sur 500 transactions réalisées dans la zone étudiée (307 sont postérieures au feu en question)[109]. L'auteur propose deux modèles de régression, l'un linéaire et l'autre logarithmique[110]. Dans les deux cas, la variable indiquant le moment où le prix est fixé (avant le feu = 0 ; après = 1) a une influence négative et significative sur le prix des habitations. Dans le modèle linéaire, la diminution du prix suite au passage du feu est estimée à environ 15%, soit 17095 $/maison (en dollars de 1983). L'ordre de grandeur vis-à-vis de l'impact du feu est dons semblable à celui trouvé par Hugget dans l'Etat de Washington[111]. Les résultats de cette étude sont semblables à ceux d'autres analyses similaires menées aux Etats-Unis par rapport au risque de tremblements de terre ou d'inondations. L'auteur en conclut que le marché immobilier local reflète correctement les risques accrus liés aux feux de forêt. Selon lui, à terme, la réduction des prix pourrait démotiver certains entrepreneurs immobiliers et se traduire par une diminution du nombre de nouvelles constructions.

---

[108] Afin d'analyser l'évolution de l'impact du feu sur les valeurs immobilières locales au cours des deux années immédiatement postérieures aux incendies, les auteurs intègrent dans leur régression plusieurs variables binaires (*sd921*, *sd922*, *sd931*, *sd932*, *sd941*, *sd942*, *sd951*, etc.) où *sd9xy* indique une vente opérée au cours de l'année *199x* et du semestre *y* (avec *y=1* pour la première partie de l'année, et *y=2* pour la deuxième partie). Le modèle considère également des variables telles que la distance par rapport à la forêt, la distance par rapport au périmètre des feux, l'inclinaison du relief et la végétation environnante.

[109] Aucune maison n'a été endommagée par le feu, mais elles sont toutes très proches du périmètre de l'incendie considéré.

[110] La fonction de prix hédoniques proposée par les auteurs inclut des variables concernant les caractéristiques de chaque maison (surface habitable, existence de garage, nombre de salles de bains, etc.) plus une variable binaire qui indique si le prix est fixé avant ou après la survenance du feu.

[111] Dans le modèle logarithmique, les pertes occasionnées par le feu sur la valeur immobilière sont de l'ordre de 16%.

En France, Napoleone (2005) cherche lui aussi à connaître la mesure dans laquelle les prix immobiliers capitalisent l'aversion au risque d'incendie de forêt. Cet auteur cherche également à savoir si les propriétaires anticipent ou pas la survenance d'un feu pouvant affecter la valeur de leur bien (à travers sa destruction partielle ou totale) ou de leur utilité (suite à la dégradation du paysage). L'étude est menée dans sept communes du département des Bouches du Rhône ayant connu un incendie majeur en 1997. Dans ce travail, l'auteur ne compare pas le marché immobilier avant et après le feu (comme c'était le cas dans les études présentées précédemment), mais considère plutôt deux zones géographiques différentes : l'une sur le parcours du feu et donc fortement exposée au risque ; l'autre en dehors de ce parcours et donc estimée hors danger. L'analyse descriptive des données récoltées par l'auteur montre que la valeur moyenne des biens échangés dans la zone à risque est semblable à celle des autres biens. L'impact du feu sur le marché immobilier semble donc à première vue inexistant (ce qui contredit donc les résultats de Loomis et Hugget aux Etats-Unis). Ce constat est cependant nuancé par le volume de transactions qui, lui, semble être affecté par le feu : le nombre d'échanges opérés les mois après le feu dans la zone à risque ne croît pas en effet au même rythme que dans la zone en dehors du parcours du feu. Selon l'auteur, les propriétaires auraient en fait opéré une rétention foncière pendant le temps du reverdissement de la zone impactée. Afin de vérifier ces premiers résultats, l'auteur agrandit sa base de données et les modélise à travers une régression économétrique. Celle-ci confirme les informations préliminaires fournies par l'analyse descriptive : le degré d'exposition au feu n'a aucune incidence sur les prix immobiliers. D'après l'auteur, les propriétaires anticiperaient donc l'intervention des sapeurs-pompiers, très efficaces en ce qui concerne la protection des infrastructures et des habitations (le nombre de maisons détruites par le feu est en effet très bas). Cette efficacité des moyens de suppression permettrait en effet aux propriétaires de bénéficier d'un cadre de vie exceptionnel tout bénéficiant de la prévention et de la lutte contre le feu financée par l'ensemble de la population (ces enjeux distributifs sont étudiés dans la section 3.2.3 du chapitre suivant).

Enfin, Stetler et al. (2010) appliquent aussi la méthode des Prix Hédoniques dans une zone forestière des montagnes rocheuses dans l'Etat de Montana (Etats-Unis). Cette étude estime l'impact de 256 incendies (de plus de 4 hectares) ayant parcouru une surface totale d'environ 300.000 hectare dans l'espace de 17 ans. Selon les auteurs, le feu aurait un impact négatif persistant et considérable sur les prix immobiliers dans la région étudiée. L'un des modèles de régression développés par les auteurs suggère d'ailleurs que le prix de vente d'une maison située à moins de 5 km d'une zone brûlée est 13,7 % inférieur à celui d'une maison similaire située à plus de 20km du périmètre du feu. Le prix de vente d'une maison située à une distance comprise entre 5 et 10 km de la zone parcourue par le feu serait, lui, 7,6% inférieur à celui d'une maison placée à au moins 20km de cette zone. Toujours selon les auteurs, le prix moyen de vente d'une maison diminuerait de 6610 $ lorsque celle-ci a des vues sur la zone brûlée. Enfin, et contrairement aux observations réalisées par Hugget dans l'Etat de Washington, l'impact du feu serait ici durable (la variable intégrant le temps écoulé depuis le dernier feu n'est pas significative d'un point de vue statistique).

1.3.4.4 L'évaluation de l'impact du feu sur la santé

La fumée provoquée par les feux de forêt comporte des gaz toxiques (monoxyde de carbone, oxydes d'azote, etc.) et de très petites particules pouvant pénétrer dans les poumons (voire même dans les alvéoles des poumons et être donc absorbées dans la circulation sanguine).

Les évaluations monétaires de l'impact de ces gaz et de ces particules sur la santé humaine se basent principalement sur des fonctions de dommages reliant différents niveaux d'exposition à différents niveaux de santé. Ces derniers sont monétarisés en considérant pour chacun d'eux plusieurs coûts tels que les dépenses du suivi médical, l'achat de médicaments, le coût d'opportunité associé aux consultations médicales, le salaire perdu pendant la durée de la maladie, etc.

Les premiers travaux publiés dans ce sens voient le jour suite aux grands incendies de forêt survenus dans le sud-est asiatique en 1997. Hon (1999) et Shahwahid & Othman (1999) élaborent par exemple des fonctions de dommages pour le Singapour et la Malaisie en considérant principalement dans leurs calculs les coûts de traitement. Ruitenbeek (1999), lui, reprend la fonction proposée pour la Malaisie et l'applique à l'Indonésie en considérant non seulement les coûts médicaux, mais aussi le coût d'opportunité lié aux journées de travail perdues. Il parvient ainsi à une estimation de l'impact du feu sur la santé (ou plus concrètement de l'exposition à la fumée) d'environ 946 M$.

Environ une dizaine d'années plus tard, Kochi et al. (2012) proposent une évaluation monétaire *ex post* des dommages provoqués par le feu en termes de vies humaines. Plus concrètement, ces auteurs analysent les répercussions économiques incendies de forêt survenus en Californie (Etats-Unis) en 2003, ayant parcouru au total plus de 300 000 hectare et ayant entraîné (selon les auteurs) la mort de 133 personnes, principalement en raison de problèmes cardio-respiratoires provoqués par la fumée. Le feu aurait occasionné à ce titre des dommages estimés à environ 950 M$[112].

Richardson et al. (2012) analysent, eux, l'impact du feu sur la santé humaine (toujours en unités monétaires bien entendu) et proposent un modèle basé sur l'estimation des dépenses de prévention et de défense, dont l'un des outputs principaux est la disposition moyenne à payer des habitants pour éviter des problèmes de santé occasionnés par le feu. Le modèle théorique de base considéré par les auteur est le suivant :

$$S = S(P, A, M, Z),$$

où S indique le nombre de jours où la personne est malade à cause de la fumée provoquée par le feu, P représente le niveau d'exposition à la fumée, A les activités de prévention entreprises, M les activités de défense réalisées et Z une série de facteurs exogènes influençant le lapse de temps pendant lequel la personne est malade (ex : caractéristiques sociodémographiques, état de santé antérieur à l'exposition à la fumée, etc.). Les auteurs intègrent dans leur modèle des données concernant un Grand Incendie de Forêt survenu en Californie en 2009 et d'autres données obtenues à travers des enquêtes réalisées auprès d'habitants ayant vécu cet épisode. D'après leurs résultats, la

[112] Les auteurs aboutissent en fait à une fourchette assez large : [173 M$; 1 729 M$], la valeur moyenne étant estimée à 950 M$. Pour arriver à ce résultat, les auteurs se basent notamment sur le concept très controversé de Valeur Statistique de la Vie humaine (VSV).

disposition à payer de ces personnes pour éviter une journée avec des problèmes de santé liés à la fumée est d'environ 84 $.

Encadré 1.4 : Les évaluations monétaire dans l'IFH

La sous-section 1.3.4 en quelques mots…

Comme nous avons eu l'occasion de le voir dans cette section, les travaux des économistes du feu sur les Interfaces Forêt-Habitat (IFH) sont nombreux et surtout très divers quant aux sujets concrets abordés et les techniques employées (certaines, les moins orthodoxes, introduisent même quelques aspects qualitatifs jusque-là entièrement délégués à d'autres disciplines comme la sociologie, la politique ou la psychologie).

Cette ouverture (très) partielle de l'Economie du feu répond à l'évolution du phénomène sur le terrain. Le feu, autrefois cantonné aux espaces boisés et conçu quasi-exclusivement comme un problème de gestion forestière, devient aujourd'hui une problématique sociétale confrontant des valeurs et des intérêts divers.

1.4 Conclusion

Comme nous avons eu occasion de le voir tout au long de ce premier chapitre, les économistes du feu cherchent avant tout à identifier un niveau « optimal » de protection contre le feu. Pour ce faire, ils s'inspirent très majoritairement du modèle C+NVC, qui considère donc trois variables fondamentales : (i) les coûts de pré-suppression ; (ii) les coûts de suppression ; et (iii) le changement net de la valeur de la forêt. L'objectif de ce modèle est de déterminer le budget de pré-suppression le plus efficace possible (autrement dit, celui pour lequel le coût marginal de pré-suppression est identique au dommage net évité marginal). L'Economie du feu fournit donc un cadre d'analyse clair et concret permettant de répondre à travers de simples calculs à notre question initiale : « comment vivre avec le feu en région méditerranéenne ? ». Comme nous le verrons dans le chapitre suivant, ce cadre analytique se base cependant sur des postulats tout à fait critiquables.

Aujourd'hui, le cadre théorique de l'Economie du feu étant largement établi, la plupart des travaux des économistes du feu vise à donner un contenu concret à ce cadre, notamment à travers l'estimation monétaire de la valeur des enjeux exposés au feu (la valeur récréative de la forêt, l'intérêt cynégétique du milieu forestier, la santé humaine, etc.) ou de la valeur de l'ensemble des dommages évités par plusieurs stratégies de protection (notamment des réductions de combustible). De nombreux économistes se sont également intéressés aux particularités des préférences des individus dans l'interface Forêt-Habitat, dont l'importance vis-à-vis de la problématique du feu ne cesse de s'accroître. Tous ces travaux cherchent à monétariser d'une façon ou d'une autre les bénéfices générés (ou dommages évités) par une ou plusieurs stratégies de protection, le but ultime étant de comparer ces bénéfices aux coûts d'implémentation. Cependant, comme on aura l'occasion de le voir dans le chapitre 2, ce processus de monétarisation ne va pas de soi.

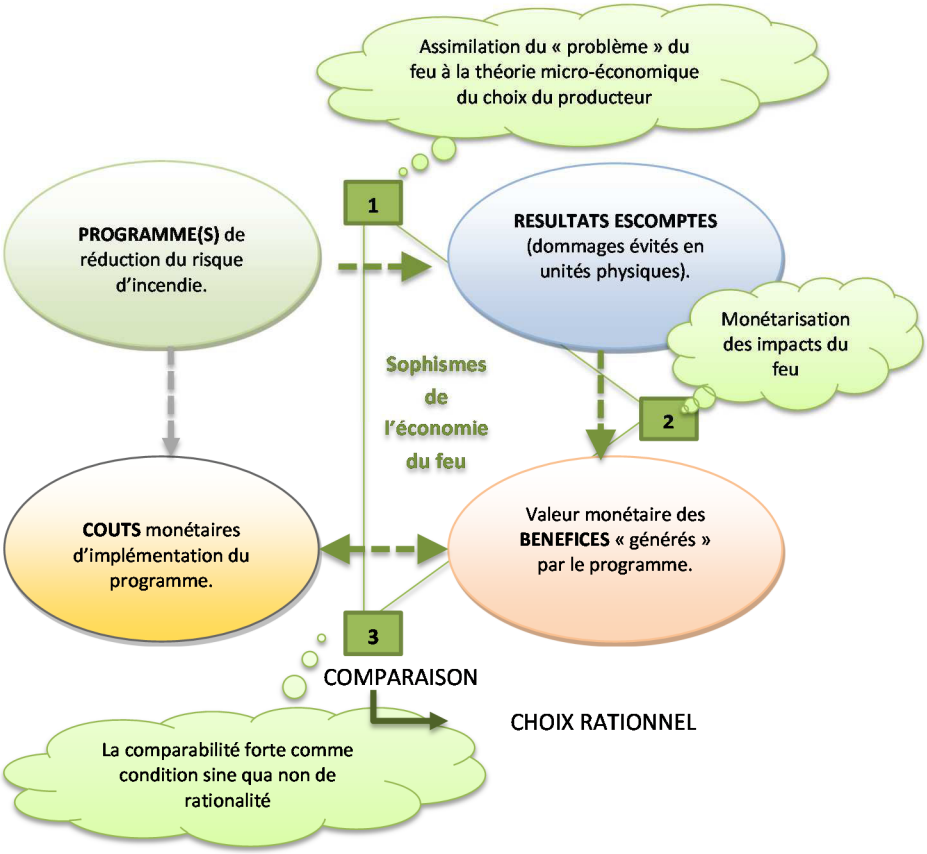
CHAPITRE 2

LES TROIS SOPHISMES DE L'« ECONOMIE DU FEU »

2.0 Introduction

A partir de l'étude bibliographique menée dans le **chapitre 1** et en adoptant une vision suffisamment globale par rapport à l'analyse économique du feu, on peut représenter celle-ci synthétiquement à travers quatre éléments fondamentaux : (i) le **PROGRAMME** de protection évalué, composé généralement de plusieurs stratégies de prévention et/ou de lutte ; (ii) les **COUTS** de réalisation dudit programme ; (iii) les **RESULTATS ESCOMPTES** (exprimés en unités physiques) ; (iv) la valeur monétaire associée à ces résultats (autrement dit, les **BENEFICES**). Parmi les liens logiques assumés entre ces éléments, trois constituent des sophismes et seront critiqués dans ce chapitre (figure 2.1).

Figure 2.1 : Les trois sophismes de l'Economie du feu



Source : auteur

L'économiste du feu présume tout d'abord l'existence de liens quantitatifs concrets entre le budget alloué à la protection contre le feu (exprimé en unités monétaires) et l'impact de ce dernier sur les enjeux exposés (exprimé en unités physiques), exactement comme si la variation de cet impact constituait l'*output* d'un processus de production d'un bien ou d'un service marchand ordinaire **(section 2.1)**. Dans l'optique de l'Economie du feu, il est par ailleurs possible d'assigner une valeur monétaire concrète à tous et chacun des impacts du feu, assumant donc la possibilité d'estimer monétairement le bénéfice global généré par le(s) programme(s) évalué(s) **(section 2.2)**. Enfin, seule l'homogénéisation (en unités monétaires) de toutes les valeurs concernées par la problématique du feu permettrait de choisir rationnellement la « meilleure » gestion possible vis-à-vis de ce phénomène **(section 2.3)**. Tout au long de ce chapitre, nous analyserons donc les limites du

raisonnement économique appliqué à la problématique du feu. Pour cela, nous procéderons en trois étapes, chacune d'elle correspondant logiquement à l'un des trois sophismes évoqués précédemment (voir encadré 2.1).

Encadré 2.1 : Plan du chapitre « Les trois sophismes de l'Economie du feu »

2.0 ***Introduction***

2.1 ***Les limites de l'assimilation de la gestion du feu à la théorie micro-économique du choix du producteur***

2.1.1 *Considérations générales*

2.1.2 *Manifestation du 1er sophisme dans l'Economie du feu*

2.1.3 *La clause « ceteris paribus »*

2.1.4 *La réversibilité des états*

2.1.5 *La séparabilité des attributs*

2.1.6 *Conclusion pour le 1er sophisme*

2.2 La monétarisation des impacts du feu

2.2.1 *Mise en contexte*

2.2.2 *Les critiques internes*

2.2.3 *Les critiques socio-institutionnelles*

2.2.4 *Les critiques matérielles*

2.2.5 *Les critiques philosophiques*

2.2.6 *Conclusion pour le 2ème sophisme*

2.3 La commensurabilité comme condition de rationalité

2.3.1 *Les limites de l'hypothèse de la commensurabilité forte*

2.3.2 *Commensurabilité(s) et rationalité(s)*

2.3.3 *Implications*

2.4 Conclusion

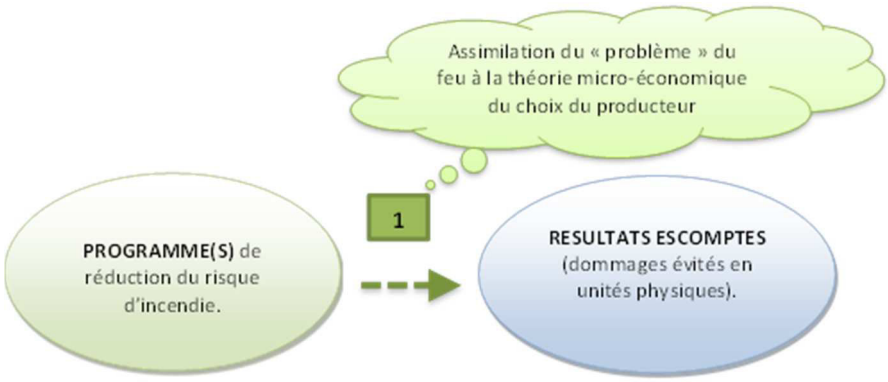
Le poids des critiques exposées dans ce deuxième chapitre justifie deux positionnements d'importance majeure par rapport à la direction suivie dans notre travail de recherche :

i) premièrement, nous focaliserons l'analyse économique du feu (dans son acception standard, voir chapitre précédent) sur la partie gauche de la figure 2.1, ce que nous appelons « l'espace économique ». Dans ce sens, le **chapitre 3** propose une estimation monétaire des dépenses de protection contre le feu sur le territoire des Maures.

ii) deuxièmement, et étant données les limites inhérentes à l'Economie du feu et son inadéquation aux caractéristiques du phénomène du feu (complexité, incertitude, ambigüité, etc.), nous aurons recours à une Approche Participative MultiCritère (APMC). Celle-ci est développée ultérieurement dans la troisième partie de ce travail de recherche **(chapitres 7 à 9)**.

2.1 Le premier sophisme de l'Economie du feu : les limites de l'assimilation de la gestion du feu à la théorie micro-économique du choix du producteur

Figure 2.2 : Le premier sophisme de l'Economie du feu



Source : auteur

2.1.1 Considérations générales

Comme cela a été mis en évidence dans le chapitre précédent, l'argumentaire des économistes du feu repose largement sur une relation de cause à effet entre les dépenses de protection et les résultats observés sur le terrain (généralement exprimés en hectares épargnés du feu). La théorie économique assimile en effet la gestion du risque à un simple problème de « contrôle-commande » dans lequel le gestionnaire peut décider exactement combien d'hectares protéger et combien d'autres en sacrifier dans le but d'optimiser une fonction « objectif » préalablement définie. L'appréhension de la problématique du feu est donc similaire à celle proposée dans l'analyse microéconomique du choix optimal du producteur. Comme nous aurons l'occasion de le voir, au sein d'un tel cadre, le feu est réduit à un calcul mathématique, purement déterministe, opéré dans un contexte certain dont l'ensemble des éléments sont parfaitement connus et maîtrisés par le gestionnaire compétent.

Dans cette section, nous verrons que l'assimilation du feu au choix optimal du producteur et les liens de cause à effet inhérents à cette équivalence ne vont pas de soi. Au contraire, ils contiennent des simplifications excessives et des subjectivités défigurant une représentation du problème qui se veut justement neutre et scientifique. Pour démontrer cela, nous analyserons tout d'abord la façon dont ce sophisme se manifeste dans l'Economie du feu (**sous-section 2.1.2**). Nous étudierons ensuite trois éléments caractéristiques des liens établis entre les dépenses de protection et le nombre d'hectares épargnés du feu, à savoir :

(i) l'application de la clause « *ceteris paribus* » (**sous-section 2.1.3**) ;

(ii) la réversibilité des états (**sous-section 2.1.4**) ;

(iii) la séparabilité des attributs (**sous-section 2.1.5**).

2.1.2 Manifestation du 1er sophisme dans l'Economie du feu

Le premier sophisme de l'Economie du feu apparaît aussi bien dans la formulation de son cadre théorique (section 1.2), que dans les évaluations monétaires appliquées aux différents enjeux exposés à l'aléa (section 1.3). La façon dont il se manifeste varie cependant d'un cas à l'autre.

En ce qui concerne les évaluations monétaires d'abord, la transformation d'une somme d'argent (budget de protection) en un résultat physique concret (hectares de forêt épargnés du feu) est particulièrement explicite : en règle générale, le programme de protection ou la stratégie de réduction du combustible faisant l'objet de l'évaluation se voient associer automatiquement une réduction quantifiée de la surface brûlée ou des habitations endommagées. Ces réductions sont le plus souvent exprimées en pourcentages, les taux concrets variant selon les études de -20% à -50% (Loomis et al. 1996 ; Riera & Mogas 2004 ; etc.)[1]. Dans certains cas, aussi, le programme de protection ou la réduction de combustible évalués sont censés empêcher une situation illustrée à travers une photo. Celle-ci montre généralement une forêt récemment parcourue par un feu de grande intensité (Vaux et al. 1984 ; Kaval et al. 2007 ; etc.). Le raisonnement est alors de type binaire : si le programme de protection est financé, la forêt ne brûle pas ; si le programme est rejeté, alors la forêt brûle et le résultat correspond exactement à celui décrit sur l'image. Dans ce genre d'exercices, si le lien de cause à effet n'est donc pas numérisé, la logique reste tout aussi déterministe : le programme de protection est en effet assimilé visuellement à un état futur du milieu forestier, tangible et indubitable. Grâce à ce tour de magie, la gestion du risque devient un processus de production plus ou moins dissimulé par ses créateurs et caractérisé par une fonction de production contenant une équivalence exacte entre une certaine quantité d'*inputs* et une quantité aussi déterminée d'*outputs*.

Faute de démonstration empirique proposée par les auteurs, tous ces liens de cause à effet sont le plus souvent justifiés à travers la consultation d'« *experts académiques* » ou de « *professionnels* » appartenant à des organismes reconnus dans le domaine forestier, notamment les agences forestières nationales (Loomis & González-Cabán 1998 ; Walker et al. 2007). Malheureusement, les informations en tant que telles restent le plus souvent opaques et le processus de justification passe généralement par le recours aux mots « *scientifique* », « *technique* » ou « *professionnel* », qui jouent de fait le rôle de légitimateurs exclusifs.

Lors de notre travail de terrain[2], nous avons voulu connaître l'avis des gestionnaires du risque dans le massif des Maures par rapport à ce type d'équivalence que propose l'Economie du feu. Nous avons donc demandé à plusieurs responsables de PIDAF[3] combien d'hectares pourraient être sauvés selon eux si leur budget disponible au moment de l'entretien était multiplié par deux (un scénario similaire donc à celui proposé par divers économistes du feu). Aucun parmi ces gestionnaires locaux n'a voulu donner une réponse quantifiée et tous ont trouvé la question « *bizarre* », voire « *insensée* » :

[1] Dans certains travaux, le lien de cause à effet va encore plus loin et intègre en fait deux relations causales successives. Ainsi, par exemple, Loomis et al. (2002) assument d'abord un lien concret entre la réalisation de brûlages dirigés et la réduction des surfaces brûlées par des grands feux, puis un deuxième lien entre cette réduction et la population de cerfs.

[2] Voir chapitres 1 et 6 pour une présentation détaillée de ce travail de terrain.

[3] Plan Intercommunal de Débroussaillement et d'Aménagement Forestier.

« Ce n'est pas forcément une question de moyens, en tout cas pas uniquement… Je pense qu'on aurait moins de surface brûlée, mais je ne crois pas qu'on puisse dire combien exactement. C'est beaucoup plus compliqué que ça » ;

« Ça n'a aucun sens de répondre à cette question » ;

« Nous ne raisonnons pas comme ça ; tout ça c'est que de la théorie…» ;

« Ce n'est pas réaliste de penser que les budgets des PIDAF seront augmentés dans ces proportions-là ; c'est impensable (…).

« Si les budgets augmentent, nous pourrons sauver plus d'hectares, c'est évident. Mais c'est insensé d'avancer un chiffre exact. Nous ne sommes même pas d'accord sur l'impact de nos travaux a posteriori, après le passage du feu… ».

Comme le souligne ce dernier témoignage, dans la réalité, l'indétermination ne se limite pas au seul impact chiffré de telle ou telle autre stratégie, mais plutôt à l'efficacité globale des parades. Cette efficacité est en effet discutée par bon nombre d'acteurs et est à l'origine d'expectatives tout à fait divergentes (voir chapitre 5). Le problème n'est donc pas de savoir combien d'hectares seront « sauvés », mais plutôt de savoir si des hectares seront « sauvés » tout court et au détriment de quels autres enjeux (ces questionnements concernent tant les coupures de combustible, que les moyens terrestres d'intervention et/ou la sylviculture préventive)[4]. Dans ce contexte incertain et plurivoque, la logique mécanique que propose la théorie économique semble donc peu pertinente, voire totalement inappropriée.

En ce qui concerne le cadre théorique de l'Economie du feu et plus concrètement le modèle C+NVC, ce premier sophisme apparaît de façon un peu plus implicite. Comme nous avons eu l'occasion de voir dans la section 1.2 du chapitre précédent, le modèle en question assume un lien de causalité entre la variable décisionnelle (les dépenses de pré-suppression, notées P) et les deux variables de résultat (d'un côté, les dépenses de suppression -notées S-, et d'un autre côté, le changement de la valeur nette du milieu forestier -noté NVC-). Le lien entre ces trois variables est de nature monétaire, puisqu'elles sont toutes exprimées en argent : un euro supplémentaire en pré-suppression (↑P) permet soit de protéger des enjeux pour une valeur de tant d'euros (↓NVC), soit de réduire les dépenses de suppression pour un montant de tant d'euros (↓S), soit les deux simultanément mais dans des proportions inférieures (S et NVC étant considérés comme des variables indépendantes et P étant limité). L'assimilation entre les budgets de protection (en unités monétaires) et les hectares protégés (en unités physiques) n'est donc pas immédiatement visible.

Cela étant dit, si les liens existants entre P, S et NVC sont a priori monétaires, ils reposent cependant sur des maillons intermédiaires, eux, forcément exprimés en unités physiques. Tel que cela est souligné dans notre figure 2.1, la relation d'équivalence établie entre les montants investis et les bénéfices monétaires tirés de ces investissements passe inéluctablement par une étape intermédiaire où chaque euro est d'abord transformé en mètres cubes de bois protégés, en habitations non endommagées ou en tortues sauvées du feu, etc. Cette transformation est identifiable dans l'expression numérique du NVC (présentée en détail dans la section 1.2 ; page 24) :

[4] Bien évidemment, la question de l'impact des parades devient encore plus complexe lorsque d'autres enjeux ou indicateurs sont considérés (paysage, biodiversité, retombées sociales, etc.). Ici, nous nous limitons volontairement aux surfaces brûlées comme seul et unique indicateur d'évaluation.

$$NVC = \sum_{i=1}^{n} \left[(Q_i - Q_i^{'}) V_i \right]$$

Dans cette expression, la variable V_i révèle la valeur monétaire par unité de ressource « i ». Bien entendu, cette valeur est indépendante du niveau de protection (P). Il n'y a aucune raison en effet pour qu'une variation du budget de pré-suppression ait une incidence sur la valeur monétaire attribuée à une espèce animale ou à un paysage particulier. Autrement dit, ce n'est pas parce qu'on achète un hélicoptère de plus que la valeur monétaire attachée aux tortues d'Hermann ou aux lézards ocellés augmente ou diminue. La variable V_i constitue donc un paramètre calculé au préalable (en tout cas à un autre moment du raisonnement ; voir section 2.2). Les variations de P ne peuvent donc agir que sur l'expression $(Q_i - Q_i')$, exprimant l'écart entre les quantités de ressources existantes avant et après le passage du feu. Or, dans cet écart, les variations de P ne peuvent à leur tour se répercuter que sur Q_i' , puisque la variable Q_i est par définition indépendante à toute variation de P (c'est d'ailleurs cette indépendance entre P et Q_i qui permet de distinguer les actions de gestion du risque de celles relevant plutôt de la gestion sylvicole ou patrimoniale). Le modèle C+NVC implique donc une influence directe et quantifiable de P sur Q_i', imposant ainsi une convertibilité automatique d'unités monétaires (investies dans la protection contre le feu) en unités physiques (quantités de ressources épargnées du feu exprimés en hectares, en m³, en individus d'une espèce animale, etc). A travers cette opération, le problème est encore une fois redéfini et transformé en une relation entre *inputs* et *outputs* ne demandant rien d'autre qu'une analyse à la marge afin de maximiser l'efficience dans le processus de production. Le milieu forestier est ainsi métamorphosé en un bien de consommation (re)productible, à l'image de n'importe quel bien ou service marchand. Précisons à ce sujet que le lien de causalité évoqué entre P et Q_i' (et donc entre les variables P et NVC) n'est basé sur aucune évidence empirique ayant été testée rigoureusement ! (voir entre autres : Rideout & Omi (1990 : 619) ou Hesseln (2000 : 327)).

Face à ces limites intrinsèques et les critiques qui s'en sont ensuivies, l'Economie du feu a cherché et cherche toujours à s'auto-légitimer de façons diverses, parfois en développant des outils de simulation toujours plus performants (Mills & Bratten 1982), d'autres fois en invitant des « *experts du feu* » variés (tels que des forestiers, des gestionnaires du risque, etc.) dans le but de justifier les hypothèses de base utilisées dans l'élaboration de ces modèles informatiques (Schweitzer et al. 1982 : 6). De façon globale, les économistes du feu reconnaissent majoritairement le caractère réducteur de leurs modèles d'origine, mais continuent tout de même à s'en inspirer fortement en se contentant de procéder à de simples adaptations mineures ou à des aménagements partiels dont l'objectif est de sauver le cadre d'analyse sans vraiment le remettre en question. Il s'agit là d'un comportement caractéristique de l'Economie standard vis-à-vis des problématiques sociales et environnementales, que ce soit au niveau théorique (Rist 2010 : 49) ou analytique (Spash 2008a : 35).

A un niveau d'analyse encore plus détaillé, l'équivalence entre le budget de protection et le nombre d'hectares épargnés du feu est triplement problématique par rapport aux caractéristiques du feu et du milieu forestier méditerranéen. Elle repose tout d'abord sur l'application de la clause dite *ceteris paribus* (toutes choses égales par ailleurs) à un système dynamique, ouvert et réflexif (**sous-section 2.1.3**). Elle implique par ailleurs une réversibilité parfaite entre deux états donnés, ce qui ne s'ajuste pas à la réalité des systèmes naturels, caractérisés par des irréversibilités et des discontinuités (**sous-section 2.1.4**). Enfin, elle soulève le problème de la séparabilité parfaite des attributs qui composent le milieu forestier (**sous-section 2.1.5**).

2.1.3 La clause « ceteris paribus »

Lorsque les économistes du feu écrivent « 1 € = X hectares épargnés du feu », ils considèrent plusieurs facteurs tels que le type de relief, la végétation, les vents, l'accessibilité ou encore, l'efficacité des moyens d'intervention. Ainsi, logiquement, la productivité de chaque euro dépensé est propre à chaque territoire et à chaque moment dans le temps : par exemple, un euro investi en 2015 dans la protection des Landes n'a pas la même productivité qu'un euro investi au même moment dans les Maures (ces derniers étant plus escarpés, moins accessibles...), et ce, même pour un niveau d'investissement global identique dans les deux massifs.

Or, pour que la relation entre les montants investis et les surfaces protégées soit interprétable économiquement et que la variable P puisse être considérée comme une variable explicative, tous les facteurs évoqués doivent être considérés comme des paramètres dont les valeurs sont fixées a priori. Autrement dit, c'est grâce à l'appréhension du système forestier à travers la clause du *ceteris paribus*, tellement chère aux économistes, qu'il devient techniquement possible de lier de façon quantitative les dépenses de protection aux surfaces protégées et donc, de calculer un optimum de protection contre le feu. Autrement, la « mécanique » économique n'a pas lieu d'être. L'application de cette clause aux milieux forestiers pose cependant des problèmes non négligeables…

Car, rappelons-le, toute relation de causalité X→Y exige la vérification d'un ensemble de conditions (ce qu'on appelle communément les paramètres) et lorsque cet ensemble vient à changer pour une ou une autre raison, ladite relation ne tient plus forcément. Or, lorsque ce type de raisonnement est appliqué à un système socio-écologique, il est impossible de supposer avec certitude que l'ensemble de conditions considérées puisse être constant dans le moyen terme (précisons à ce propos que les effets d'un programme de protection contre le feu ne se limitent pas à l'année ou le programme est réalisé, mais qu'ils s'étalent au contraire dans le temps et qu'ils peuvent d'ailleurs influencer les effets de programmes postérieurs). En réalité, le milieu forestier, comme tant d'autres milieux naturels, constitue un système complexe et dynamique dans lequel les différents facteurs sont interdépendants, de telle sorte que le changement d'un seul de ces facteurs entraîne une concaténation d'effets dont l'issue est difficilement prédictible, aussi bien à l'intérieur du système que dans le contexte dans lequel il se déploie (Norgaard 1984 : 82-91 ; Graves & Reavy 1996[5] ; Funtowicz & O'Connor 1999 : 268 ; etc.). Le plus souvent, d'ailleurs, la contribution exacte de chaque attribut ou fonction environnementale à l'évolution du système ne peut être connue qu'a posteriori, une fois l'attribut disparu. Ces attributs sont donc en quelque sorte « *transparents* » ou « *invisibles* »

[5] Cités dans Vatn (2002 : 152).

d'un point de vue fonctionnel (Vatn & Bromley 1994 : 133 ; Vatn 2005a : 308)[6]. Dans le cas de la forêt méditerranéenne, le système en question est par ailleurs hautement réflexif, dans le sens où son évolution est largement influencée par les choix de développement et les valeurs de la société humaine -que ce soit à l'échelle locale, régionale ou mondiale-, impliquant ainsi une couche supplémentaire de complexité (Scarascia-Mugnozza et al. 2000 : 104 ; de Montgolfier et al. 2002 : 139 ; Maguire & Albright 2005 : 48 ; etc.). Dans ce contexte particulier, un changement du comportement humain relativement peu important -voire a priori insignifiant- peut donc devenir critique pour la survie des différentes fonctions qui caractérisent les écosystèmes forestiers (voir : O'Connor (1997 : 151)). Précisons enfin que le feu constitue en soi un phénomène complexe dont le comportement reste imprédictible malgré la profusion de logiciels de prédiction estimant les probabilités d'éclosion ou le mode de propagation (Finney 2005 : 104). Ce genre de système n'a donc rien en commun avec les modèles mécaniques sur lesquels sont basés les préceptes de la micro-économie de la production et par rapport auxquels le *ceteris paribus* ne pose pas de problème particulier (Spash 1997a : 176 ; Niemeyer & Spash 2001 : 571 ; Rist 2010 : 39 ; etc.).

Bien entendu, les économistes du feu peuvent toujours tenter de faire des prévisions sur les changements affectant les différents paramètres, mais ils se trouvent alors en présence d'un problème de régression infinie : pour pouvoir prédire l'évolution de chaque paramètre, il faut au moins une deuxième relation causale du type X→Y, et cette relation n'est elle-même valable qu'à la condition qu'une nouvelle clause *ceteris paribus* soit elle-même vérifiée, et ainsi de suite... (Hédoin 2008)[7].

Bref, à l'instar de bien d'autres systèmes socio-écologiques, le phénomène du feu en région méditerranéenne ne peut être contrôlé par l'être humain comme peuvent l'être les processus de production de biens manufacturés. La simple transposition de la théorie du choix de producteur à ce genre de problématique conduit donc inéluctablement à une impasse théorique et pratique (Holland et al. 1996 : 35 ; O'Connor 1997 : 157 ; O'Connor 2002 : 39 ; etc.).

Certains économistes du feu comme Gorte & Gorte (1979 : 15) effleurent ce problème en soulignant le fait qu'il existerait autant de corrélations qu'il y a de combinaisons possibles entre les différentes valeurs des paramètres à considérer : la quantité de biomasse combustible, le type de relief, les conditions météorologiques, le type d'enjeux exposés, la quantité de moyens déployés, la localisation exacte de ces derniers, etc. Autrement dit, il n'y aurait pas un modèle par territoire, mais bien une infinité de modèles possibles pour chaque territoire envisageable et pour chaque moment dans le temps. Or le choix d'un modèle parmi les autres dans la description de la saison estivale à venir ne peut cependant relever que de l'ordre du subjectif.

La réponse la plus commune chez les économistes du feu à ce genre de critiques consiste à introduire le concept de risque dans leur raisonnement théorique et analytique. Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent (sous-section 1.2.3.1), le risque est assimilé au degré de variabilité dans l'impact

[6] Dans son explication du concept de l' « *invisibilité fonctionnelle* », Vatn (2005a : 308) précise que « *la contribution exacte d'un élément fonctionnel à un écosystème est difficile d'identifier car il y a beaucoup d'autres éléments contribuant simultanément à ce même écosystème. Il peut exister en effet des milliers de processus façonnant simultanément un même système ; nous pouvons donc observer que ce système fonctionne, mais nous ne pouvons pas expliquer exactement pourquoi. Le plus souvent, c'est lorsqu'une fonction critique disparaît que l'on comprend le mieux comment elle agissait dans l'invisibilité* » (traduit par l'auteur).

[7] Blog : http://rationalitelimitee.wordpress.com/a-propos/

du feu sur les ressources considérées. Cette variabilité peut découler de facteurs divers comme par exemple, les températures, le stress hydrique, les vents dominants ou la localisation des départs de feu (Prestemon et al. 2001 ; Mercer & Prestemon 2005). Du point de vue des économistes du feu, le risque est donc à l'origine de « *surprises* » ou d'« *anomalies* » par forcément prédictibles par les outils de simulation. Certains auteurs considèrent donc des distributions de probabilités autour des estimations réalisées pour la fonction C+NVC (voir figure 1.9 ; page 30)[8].

Encore une fois cependant, les économistes assument ici des relations hypothétiques certes intuitives, mais tout de même contestables. Tel est le cas notamment de la corrélation négative présupposée entre le niveau de risque (ou la variabilité de l'impact du feu) et le budget de pré-suppression (P) (Mills & Bratten 1982 : 10 ; Blattenberg et al. 1984 : 5). Selon les économistes du feu, en effet, le niveau de risque est censé diminuer au fur et à mesure que le budget de pré-suppression augmente. Autrement dit, le phénomène du feu est supposé devenir de plus en plus contrôlable (et donc de moins en moins conditionné par les facteurs évoqués) grâce à l'accroissement des investissements en pré-suppression. L'idée peut paraître intuitive : en cas d'épisode météorologique extrême, disons en cas de canicule, le bilan peut rester semblable à celui d'autres saisons « normales » à condition que le gestionnaire du risque dispose d'un système de surveillance suffisamment performant, d'importants moyens d'attaque initiale et de nombreux équipements DFCI[9] en forêt. Dans le cas contraire, la canicule peut alors se traduire par un bilan catastrophique. Dans la réalité cependant, la contrôlabilité du feu semble ne pas se limiter à une simple question d'argent, bien au contraire... Ainsi en témoigne le dénommé « paradoxe de l'extinction » (Minnich 1983 : 1293 ; Arno & Brown 1991 : 40-46 ; Minnich & Chou 1997 : 221-248 ; Reice 2001 : 83 ; Piñol et al. 2005 : 407)[10], selon lequel la suppression systématique du feu opérée au cours du XXe siècle dans la plupart des pays occidentaux (et facilitée notamment par l'augmentation continue du nombre et de l'efficacité des moyens de lutte), s'est traduite par une réduction des feux de taille moyenne et donc, par une accumulation extraordinaire de la biomasse combustible ayant induit à terme une 'binarisation' croissante du phénomène, avec des périodes d'accalmie relativement importantes et des feux catastrophiques lors des saisons 'anormales' (en termes de températures, sécheresse, etc.). Selon ce point de vue majoritaire, l'augmentation continue des moyens de protection (et notamment des moyens de lutte) aurait donc conduit à une transformation du régime du feu et à un accroissement de la variabilité de son impact, un résultat à l'opposé donc de celui assumé sans plus par les économistes. Par ailleurs, les problèmes posés par ce paradoxe vis-à-vis des hypothèses de l'Economie du feu sont d'autant plus importants que l'impact de l'un de ces très grands feux occasionnels sur le milieu naturel et sur les infrastructures existantes est indéniablement plus lourd que celui de l'ensemble des feux moyens qu'il « remplace » (Donovan & Brown 2005 : 387). En outre, l'accroissement de la vulnérabilité au feu se caractériserait par un phénomène de rétro-alimentation (en forme de cercle vicieux), puisque la suppression systématique du feu transforme progressivement le milieu forestier en privilégiant l'expansion d'espèces moins résistantes aux

[8] Cette façon de faire est loin d'être exclusive à l'Economie du feu… Voir par exemple : O'Connor (1997 : 159).
[9] Défenses de la Forêt Contre les Incendies de forêt.
[10] Ce paradoxe est contesté par certains auteurs comme Keeley & Fotheringham (2001) ou Moritz et al. (2004). Selon ces auteurs, les grands incendies de forêt des deux dernières décennies ne constituent pas un 'artefact' contemporain découlant de la façon dont la société humaine a géré (et gère encore) le feu. D'après eux, ces grands incendies seraient plutôt liés aux conditions climatiques. Piñol et al. (2005) démontrent la validité du « paradoxe de l'extinction » dans la région méditerranéenne, mais que dans son acception « faible » (la suppression du feu favorise la survenance de grands incendies).

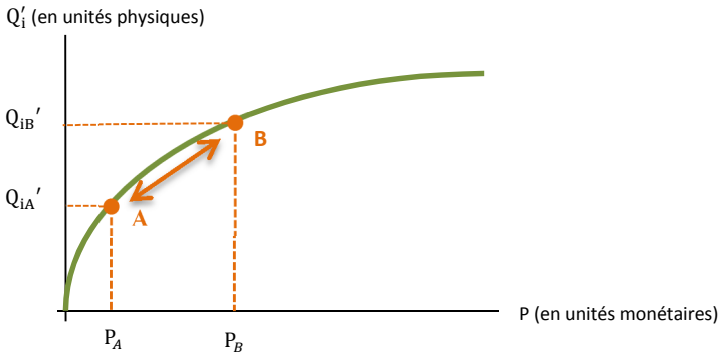
flammes et donc en rendant ce milieu plus vulnérable aux flammes (Agee 1993 ; Arno & Allison-Bunnell 2002 ; etc.)[11]. Enfin, faute de grands aménagements forestiers sur le terrain, la survenance d'un très grand feu favoriserait la survenance de futurs feux de caractéristiques similaires et ce, du fait de la continuité et de l'homogénéité végétales survenues après le premier passage des flammes (Loepfe et al. 2010 : 2371) et/ou de la colonisation du milieu par des espèces pyrophites hautement inflammables et combustibles (Hétier 1993 : 56 ; Rigolot 1997 : 37).

2.1.4 La réversibilité des états

La transposition de la théorie du choix optimal du producteur à la problématique du feu implique une deuxième simplification : la non-considération des irréversibilités et des discontinuités qui caractérisent le phénomène du feu et le système dans lequel celui-ci émerge et se déploie.

Dans le cadre théorique de l'Economie du feu, en effet, l'impact du budget de protection sur le nombre d'hectares épargnés du feu (ou à un niveau plus concret, sur le nombre de tortues ou de lézards sauvés) ne se limite pas à un seul et unique niveau de protection, même pas à quelques budgets choisis dans le cadre d'une analyse discrète. En fait, la relation causale assumée entre ces variables est parfaitement identifiable pour n'importe quel budget (et donc pour n'importe quelle surface protégée). Cela est vrai aussi bien dans le modèle théorique de référence (le C+NVC), que dans les modèles alternatifs proposés par ailleurs (voir par exemple : Mendes (2010)). Autrement dit, l'Economie du feu présuppose des relations continues entre P et Q'_i, de telle sorte que les possibilités de passer d'une situation A à une situation B -et donc d'une situation B à une situation A- en variant uniquement le montant de P sont théoriquement illimitées (voir figure 2.3). A et B constituent donc des états parfaitement réversibles et les enjeux exposés au feu sont complètement substituables.

Figure 2.3 : Ressources forestières après le feu (selon le niveau du budget de pré-suppression)



Source : auteur

D'un point de vue théorique, cette réversibilité est loin de constituer un trait distinctif et caractéristique de l'Economie du feu. Au contraire, il s'agit plutôt d'une caractéristique principale de

[11] Cités dans Donovan & Brown (2007 : 73).

l'approche économique standard vis-à-vis des problèmes environnementaux (Passet [1979] 1996 : 211 ; Faucheux & Noël 1995 : 279 ; Faucheux & Froger 1995 : 30 ; etc.)[12].

Ce type de relation peut cependant ne pas se donner dans la réalité lorsqu'un certain seuil critique est dépassé. Par exemple, des espèces animales ou végétales en danger peuvent disparaître dans une région déterminée suite à grand incendie, comme cela a été le cas avec la tortue d'Hermann dans le massif de l'Estérel (massif voisin de celui des Maures) dans les années 1990 (Devaux 1995 : 398)[13]. Le processus de « matorralisation » déjà bien entamé dans certains adrets du massif des Maures constitue une deuxième illustration éloquente à ce sujet. Dans la sphère sociale aussi, la culture du feu, en péril dans le territoire des Maures (voir chapitres 5 et 8), risque de disparaître du fait de la technicisation de la gestion du risque et de la disparition progressive des « anciens » locaux. Dans tous ces cas de figure, des seuils de criticité existent. Et de ce fait, la rareté des enjeux n'est plus relative mais absolue : une fois la dernière tortue calcinée, le gestionnaire du risque ne peut plus en sauver d'autres ou revenir en arrière pour en sauver la dernière. Le raisonnement à la marge qui caractérise la théorie économique est donc inapproprié (Holland et al. 1996 : 16 ; Farber et al. 2002 : 384 ; etc.).

2.1.5 La séparabilité des attributs

Une troisième simplification qui pose problème dans le modèle C+NVC et, plus concrètement, dans le lien de causalité assumé entre P et NVC, c'est la décomposition par catégories de ressources ou d'attributs qui y est proposée. En effet, l'analyse des variations de la fonction NVC que proposent les économistes du feu passe tout d'abord par une évaluation de l'impact du feu pour chaque bien ou service forestier (en tout cas théoriquement). Cet impact est ensuite multiplié par la valeur monétaire unitaire correspondante, puis agrégée à toutes les valeurs monétaires ainsi obtenues.

Il s'agit là d'un procédé standard employé par les économistes de l'environnement et largement influencé par l'appréhension des milieux forestiers à travers le concept de la Valeur Economique Totale (VET) et la typologie « valeurs d'usage/valeurs de non-usage » qui découle de ce genre de perspective (Buttoud 2000 : 170). De ce point de vue, en effet, le milieu forestier est décomposable en un faisceau de biens et services non seulement distincts les uns par rapport aux autres, mais aussi clairement autonomes par rapport au système forestier duquel ils sont extraits pour leur évaluation. A travers ce procédé, les composantes du milieu forestier peuvent être « *retirées de leur circulation naturelle* » (Vatn 2000 : 503) et être introduites plus facilement par la suite dans une logique de marché aboutissant à leur assimilation complète à n'importe quelle autre marchandise ordinaire (Jacobs 1994 : 70)[14].

Pour les économistes du feu, cette décomposition du milieu forestier permet certainement une meilleure comptabilité des impacts du feu, mais elle implique forcément l'omission des effets indirects existants entre les différentes ressources (Kline 2004 : 12) et notamment, de ceux opérant dans le moyen terme. A ce propos, il est important de souligner que le poids de ces effets indirects

[12] Il est important de souligner que la réversibilité sous-jacente au cadre analytique de l'économie de feu n'est que le corolaire logique de la considération du milieu forestier comme capital (naturel) et de son assimilation à n'importe quel autre type de bien manufacturé.

[13] La survie des tortues d'Hermann était déjà menacée par la pression anthropique et les travaux de débroussaillements réalisés dans le massif.

[14] Le processus est analysé en détail dans la section 2.2.3.2 de ce même chapitre.

est d'ailleurs le plus souvent prépondérant, que ce soit en termes relatifs ou absolus (De Bano et al. 1998 : 294 ; Hesseln & Rideout 1999 : 109, Mavsar et al. 2010 : 97).

La séparabilité des attributs sur laquelle se base l'Economie du feu doit donc faire face à une double complexité. Premièrement, d'un point de vue « statique », le feu répond simultanément à une multitude d'interactions entre divers facteurs d'évolution (les caractéristiques physiques, biologiques et chimiques du sol ; la composition et la structure de la végétation ; l'intensité et la saisonnalité du feu ; le potentiel de développement de certaines espèces colonisatrices après le passage du feu ; etc.[15]). La désagrégation de cette complexité en relations de causalité indépendantes les unes par rapport aux autres et la numérisation de ces relations fausse inéluctablement la problématique. Deuxièmement, d'un point de vue « dynamique », la théorie micro-économique de la production s'avère incapable d'intégrer la temporalité pluriscalaire des facteurs explicatifs du feu. Comme on l'a déjà dit, l'influence d'un programme de protection lambda ou d'un feu oméga opère forcément sur plusieurs années et agit aussi bien sur l'impact des feux futurs que sur l'efficacité des programmes de protection à venir (Gebert et al. 2008 : 296 ; Venn & Calkin 2011 : 332). La décomposition du milieu forestier en plusieurs éléments parfaitement identifiables et l'établissement de relations concrètes entre l'évolution de ces éléments et des mesures de protection prises à l'instant « *t* » est donc tout simplement impossible.

2.1.6 Conclusion pour le premier sophisme…

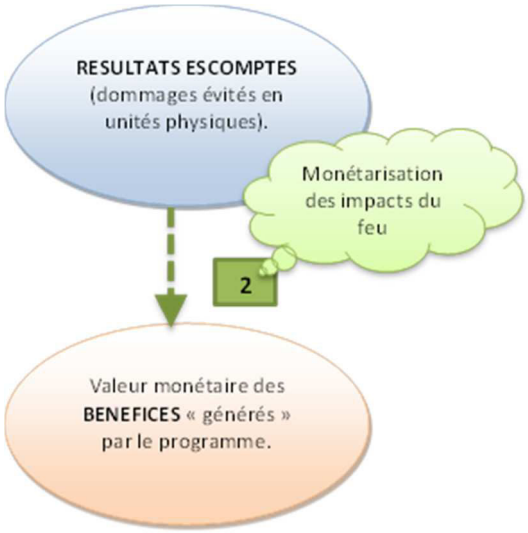
Pour toutes les raisons évoquées dans cette première section, l'assimilation de la gestion du feu au choix optimal du producteur paraît plus que questionnable. Comme le soulignent divers auteurs, il est complètement irréaliste de vouloir lier quantitativement les résultats obtenus aux actions entreprises (De Montgolfier & Natali 1987 ; Holmes et al. 2007 : 143, etc.). Dans ce sens, l'identification de liens de causalité concrets entre les mesures de protection et les dommages évités ne repose pas tant sur la disposition de séries temporelles conséquentes ou sur la création de logiciels de simulation ultra performants, que sur la découverte d'une « *boule de cristal* » qui par magie, permettrait de dépasser les obstacles présentés dans les paragraphes précédents[16].

Deux options de recherche sont alors envisageables : la première, développée par la plupart des économistes du feu, consiste à tenter de raffiner toujours plus les modèles de prédiction afin d'obtenir des liens numériques encore plus « (ir)réalistes » et d'aboutir ainsi à un calcul d'optimisation de plus en plus « (im)précis ». Cette quête infinie (et stérile) de scientifisation s'auto-légitime le plus souvent dans la littérature scientifique à travers le « mantra » récurrent du « *more research is needed* » (Snider 2006 : 432). Elle se traduit dans les faits par des modèles d'experts de plus en plus « *baroques* »[17] et de plus en plus éloignés de la réalité. La deuxième option, retenue dans ce travail, consiste plutôt à adopter un prisme évaluatif alternatif au sein duquel la complexité, l'incertitude et l'ambiguïté sont explorées collectivement. L'approche des scénarios (développée dans les **chapitres 4 à 6**), ainsi que l'Analyse Participative MultiCritère (APMC) à travers laquelle ces scénarios sont explorés (**chapitres 7 à 9**) répondent à cette volonté.

[15] Si ces économistes mettent en avant les difficultés à déchiffrer l'impact du feu sur le milieu forestier, ils ne les conçoivent pas pour autant comme des obstacles insurmontables.
[16] L'image de la « boule de cristal » est tirée de Davis (1971), cité dans : Gorte & Gorte (1979 : 9).
[17] Cette métaphore artistique est proposée par Sitrling (1993).

2.2 Le deuxième sophisme de l'Economie du feu : la monétarisation des impacts du feu

Figure 2.4 : Le deuxième sophisme de l'Economie du feu



Source : auteur

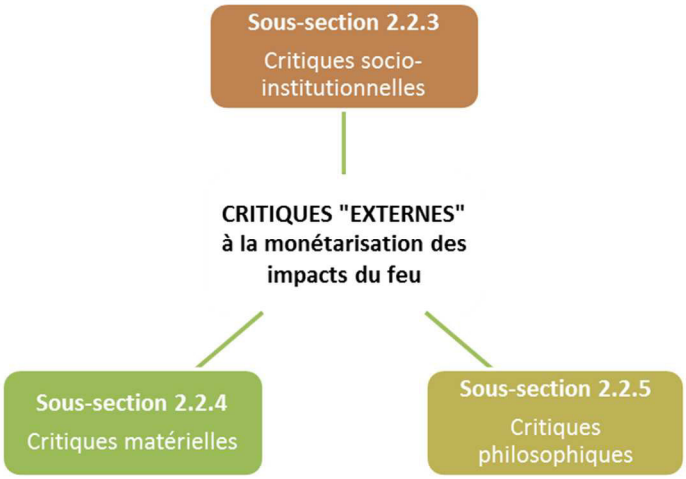
Le deuxième sophisme de l'Economie du feu concerne l'hypothèse selon laquelle il est possible de transformer en unités monétaires tous et chacun des impacts que le feu peut provoquer sur le socio-écosystème forestier. Ce deuxième sophisme se concrétise dans le calcul de la fonction NVC (section 1.2 ; page 24), mais découle directement des évaluations monétaires présentées dans la section 1.3 du chapitre précédent. Son rôle est central dans l'analyse économique de la problématique du feu : en effet, si les bénéfices de la protection contre le feu (autrement dit, les dommages évités) ne peuvent pas être calculés monétairement, il s'avère alors impossible de les comparer aux coûts d'implémentation des différents programmes de protection et donc, d'élucider un budget et un programme de protection optimaux. La monétarisation des impacts du feu (et plus concrètement, l'identification et la numérisation chrématistique des préférences individuelles vis-à-vis des enjeux exposés au feu) constitue en quelque sorte la clef de voûte de l'analyse économique des incendies de forêt.

En ce qui concerne la structure de cette deuxième section, nous exposerons nos arguments en trois temps. Premièrement, nous procéderons à une (très) brève mise en contexte de la question de la monétarisation de la nature, qui q suscité d'innombrables publications, notamment dans le domaine de l'Economie Environnementale et de l'Economie Ecologique (**sous-section 2.2.1**). Dans un deuxième temps, nous présenterons les critiques que l'on peut émettre à l'encontre de ce deuxième sophisme en les structurant en deux grandes catégories : d'un côté, les critiques « internes », que nous évoquerons très rapidement (**sous-section 2.2.2**) ; et d'un autre côté, les critiques « externes » (**sous-sections 2.2.3, 2.2.4 et 2.2.5**), relatives à la pertinence du cadre d'analyse dans son ensemble, et sur lesquelles nous focaliserons notre attention (voir figure 2.5 et encadré 2.2 sur les pages suivantes).

Parmi ces critiques dites « externes », nous étudierons notamment :

- les critiques socio-institutionnelles (**sous-section 2.2.3**), s'adressant principalement aux hypothèses établies par l'Economie du feu vis-à-vis des préférences des individus sur les milieux forestiers ;
- les critiques matérielles (**sous-section 2.2.4**), plutôt axées sur les caractéristiques de l'objet évalué et sur l'(in)adéquation de l'attirail méthodologique déployé par l'économiste du feu ;
- et enfin, les critiques philosophiques (**sous-section 2.2.5**) focalisées, elles, sur l'éthique sous-jacente au processus de monétarisation des impacts du feu.

Figure 2.5 : Les critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu sur le milieu forestier



Source : auteur

Encadré 2.2 : Plan des sections 2.2.3 à 2.2.5 portant sur les critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu

Sous-section 2.2.3 : LES CRITIQUES SOCIO-INSTITUTIONNELLES (adressées aux hypothèses établies par l'Economie du feu vis-à-vis des préférences des individus sur les enjeux exposés au feu)

2.2.3.1 L'influence de l'analyste (et du cadre théorique dont il s'inspire) dans la formation des préférences des individus sur les enjeux exposés au feu :

- 1er temps : Imposition *ex ante* d'une seule appréhension possible de l'environnement et des motivations que celui-ci peut susciter chez les individus (monisme)
- 2e temps : Influence exercée par les choix méthodologiques opérés par l'analyste au moment de concevoir l'enquête
- 3e temps : Influence de l'information (et plus concrètement de sa gestion par l'analyste) au moment de réaliser l'enquête

2.2.3.2 L'influence du contexte social et culturel dans la formation de ces préférences

2.2.3.3 L'essence forcément politique de l'exercice d'évaluation (rapports de pouvoir et enjeux de distribution sous-jacents à l'évaluation monétaire des enjeux exposés au feu).

Sous-section 2.2.4 : LES CRITIQUES MATERIELLES (axées sur les caractéristiques de l'objet évalué et sur l'adéquation de l'attirail méthodologique déployé par l'économiste du feu)

2.2.4.1 Limites du « processus d'individualisation »

2.2.4.2 Limites du « processus d'abstraction »

Sous-section 2.2.5 : LES CRITIQUES PHILOSOPHIQUES (focalisées sur l'éthique sous-jacente à l'approche économique de la problématique du feu)

2.2.5.1 L'éthique conséquentialiste

2.2.5.2 L'utilitarisme des préférences comme critère de définition du bien-être

2.2.1 Mise en contexte

C'est au cours des années 1990 qu'ont lieu la plupart des débats autour des limites des évaluations monétaires de l'environnement et que sont publiés bon nombre des articles scientifiques à ce sujet (Vatn 2000 : 498). Aujourd'hui, les débats académiques autour de cette question sont en effet devenus plus rares (l'étude TEEB[18] -à l'échelon international- et le « Rapport Chevassus-au-Louis » -à l'échelle nationale- ont tout de même relancé les débats en les focalisant plus concrètement sur la question de la monétarisation de la biodiversité). Aux yeux des économistes plus orthodoxes, ces débats ne sont plus pertinents ; pour les hétérodoxes, ils constituent un obstacle sempiternel au développement de nouvelles écoles autonomes de l'Economie Environnementale. Certains auteurs minoritaires perçoivent cependant cette évolution comme une preuve de la domination (scientifique et politique) du regard orthodoxe sur la question de l'évaluation environnementale.

[18] *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*.

La plupart des économistes du feu ont conscience des nombreux et divers problèmes que la monétarisation de la nature entraîne et y font référence de façon plus ou moins explicite. Cela n'implique pas pour autant un changement de cap significatif dans leurs travaux de recherches. Les propos de Román et al. (2012 : 159) à ce propos sont particulièrement illustratifs : selon ces auteurs, en effet, « *malgré les limitations des méthodes d'évaluation monétaire, nous adoptons cette approche afin d'estimer les dommages potentiels du feu. Ses résultats sont en effet facilement compréhensibles par les parties prenantes et peuvent intégrer une multitude d'éléments différents dans un cadre global cohérent* »[19]. Bref, comme dans bien d'autres domaines, les économistes du feu admettent les limites de leur démarche chrématistique tout en intensifiant leur quête de valeurs monétaires. A ce sujet, les analyses les plus « hétérodoxes » que nous avons répertoriées sont l'Analyse Coût-Efficacité (ACE) proposée par Rideout et al. (1999 : 224) (sous-section 1.2.3.3) et les apports qualitatifs introduits par Winter & Fried (1999) dans leurs évaluations monétaires appliquées aux IFH (sous-section 1.3.4.2).

Les critiques à la monétarisation de la nature sont multiples et variées selon leur objet, la discipline mobilisée, le positionnement épistémologique, etc. Il est par ailleurs possible de trouver dans la littérature scientifique plusieurs typologies différentes à ce sujet. Dans ce travail de recherche, nous proposons de structurer notre argumentation à travers une dichotomie basique distinguant les critiques « internes » des critiques « externes » (Bromley 1990 : 87 ; Jacobs [1991] 1997 : 342 ; Gregory et al. 1993 : 177 ; Blamey et al. 1995 : 266 ; O'Connor 1997 : 154 ; Aldred 2006 : 146 ; Stagl 2007 : 12 ; Spash 2008b : 261 ; etc.)[20] :

> i) les ***critiques internes*** englobent les différents biais qui peuvent exister dans les méthodes d'évaluation monétaire de l'environnement et notamment dans la Méthode d'Evaluation Contingente (MEC). En principe, il est possible de corriger ces problèmes (ou biais) grâce au raffinement des techniques communément employées par l'Economie standard. Cette catégorie de critiques invoque donc des questions ayant trait à la validité logique des diverses techniques utilisées par les économistes et ce, bien entendu, aux yeux de l'idéologie sous-jacente à la discipline scientifique en question (l'Economie)[21]. Les critiques *internes* se réfèrent donc à la consistance et à la cohérence internes des méthodes d'évaluation utilisées.
>
> ii) les ***critiques externes*** (ou de principe) ont en commun le fait de mettre en cause la pertinence globale du processus de monétarisation. Il ne s'agit plus de problèmes pouvant être résolus à travers une analyse plus affinée, mais plutôt de problèmes de fond exigeant un cadre d'analyse alternatif. Ces critiques renvoient à la question de la concordance, autrement dit, au degré de correspondance entre un modèle ou une théorie et la réalité qu'il ou elle prétend expliquer.

Bref, alors que le premier groupe de critiques se focalise sur la plus ou moins grande précision des valeurs monétaires attachées à l'environnement, le deuxième groupe, lui, met en question le sens global d'une telle valorisation chrématistique.

---

[19] Traduit par l'auteur.

[20] Bien que les termes « internes » et « externes » ne soient employés ni pas Jacobs ([1991] 1997) ni par Gregory et al. (1993), leur raisonnement correspond à celui décrit dans cette dichotomie.

[21] Le concept d'idéologie doit être compris comme un système commun de significations et de compréhensions permettant de typifier certains comportements (Bromley 1990 : 87).

Etant donné l'importance de la Méthode de l'Evaluation Contingente (MEC) parmi les évaluations monétaires appliquées à la problématique des feux de forêt (voir section 2.3), nous faisons le choix dans cette section de focaliser la majorité des critiques sur cet outil d'évaluation particulier. Par ailleurs, nous proposons de classer les critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu en trois catégories principales que nous avons répertoriées dans la littérature scientifique (voir figure 2.5 ; page 82). Une telle structuration ne découle donc pas directement d'un auteur en particulier, mais s'inspire de l'ensemble des publications répertoriées et étudiées dans le cadre de ce travail de recherche. La typologie proposée vise donc à articuler et à illustrer les arguments les plus pertinents vis-à-vis de la problématique du feu. Il s'agit d'une structuration possible parmi d'autres, pas forcément exhaustive et admettant des ponts aussi bien thématiques que logiques entre les différentes catégories identifiées.

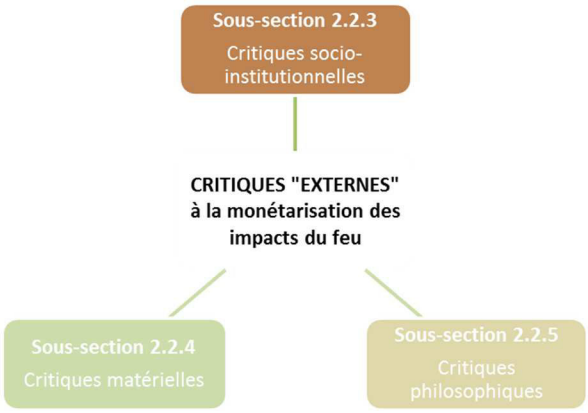
2.2.2 Les critiques internes

Nous nous n'attarderons pas sur cette première catégorie de critiques (ou de biais). Elles ont été largement étudiées (principalement par les Economistes de l'Environnement) et font l'objet de diverses typologies, les unes plus détaillées que les autres (Mitchell & Carson 1989 ; Desaïgues & Point 1993 ; Tuner et al. 1994 ; Bonnieux 1998 ; etc.). Il est important de préciser que ces critiques internes sont les seules acceptées et commentées par les économistes s'étant intéressés à la problématique du feu. En effet, seuls Venn & Calkin (2011) vont au-delà des biais traditionnellement traités dans le domaine de l'Economie de l'Environnement. En règle générale, les économistes du feu ne parlent vis-à-vis de leurs évaluations monétaires que d'éventuels « biais méthodologiques », parmi lesquels le biais « hypothétique » occupe une place majeure (voir par exemple : Loomis & Gonzalez-Cabán (2010 : 390)).

Notons enfin que le terme « biais », communément employé par les économistes du feu, n'est en aucun cas un concept neutre : en effet, l'existence de valeurs 'biaisées' sous-entend l'existence d'une 'vraie' valeur par rapport à la quelle ces valeurs « erronées » divergent, et donc la possibilité de surmonter techniquement et de corriger ces inexactitudes (Jacobs 1994 : 79).

2.2.3 Les critiques socio-institutionnelles

Figure 2.6 : Les critiques socio-institutionnelles (1ère catégorie des critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu)



Source : auteur

Les critiques socio-institutionnelles visent les hypothèses (i) d'exogénéité **(sous-section 2.2.3.1)**, (ii) d'atomicité **(sous-section 2.2.3.2)** et (iii) de neutralité **(sous-section 2.2.3.3)** des préférences vis-à-vis des enjeux exposés au feu. Comme nous avons pu le voir dans le chapitre précédent, les économistes du feu présentent le plus souvent ces préférences comme des réalités individuelles antérieures à l'exercice d'évaluation et comparables donc à des caractéristiques ontologiques devant être dévoilées de façon purement scientifique. Dans les sous-sections suivantes, nous distinguerons trois arguments principaux réfutant cette vision des choses (voir tableau ci-dessous) :

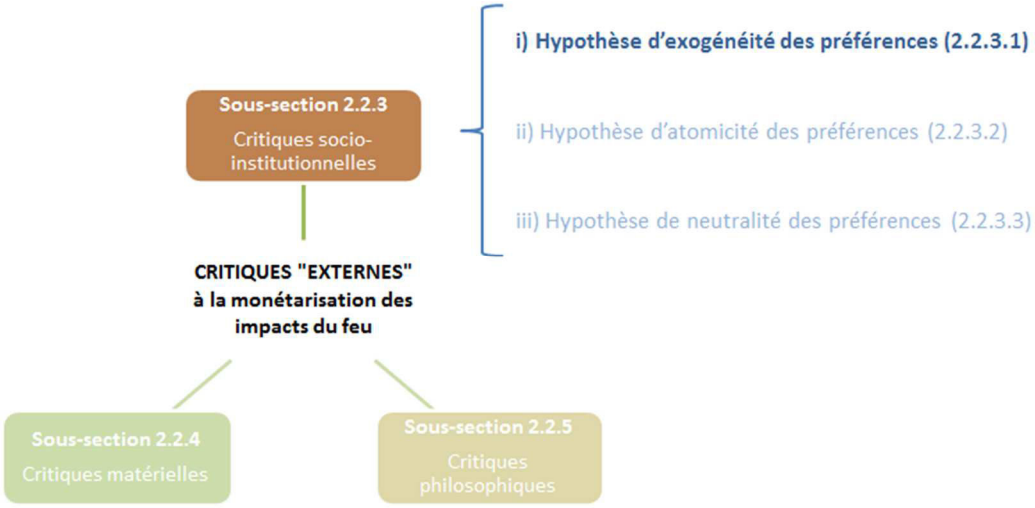
*Tableau 2.1 : **Critiques socio-institutionnelles** adressées aux exercices d'évaluation monétaire des enjeux exposés au feu*

Sous-section 2.2.3.1 : L'influence de l'analyste (et du cadre théorique dont il s'inspire) dans la formation des préférences des individus vis-à-vis des enjeux exposés au feu ;
Sous-section 2.2.3.2 : L'influence du contexte social et culturel dans la formation de ces préférences ;
Sous-section 2.2.3.3 : L'essence forcément politique de l'exercice d'évaluation (rapports de pouvoir et enjeux de distribution sous-jacents à l'évaluation monétaire de l'environnement).

Source : auteur

2.2.3.1 L'influence de l'analyste (et du cadre théorique dont il s'inspire) dans la formation des préférences des individus vis-à-vis des enjeux exposés au feu

Figure 2.7 : Mise en contexte de la sous-section 2.2.3.1



Source : auteur

Dans la plupart des manuels d'Economie Environnementale, les méthodes d'évaluation monétaire des *biens et services environnementaux* sont présentées comme des méthodes « objectives » permettant de faire connaître les prix implicites (*shadow prices*) de ces *biens et de ces services*, et ce, que ce soit à travers l'identification des préférences *révélées* par le comportement des individus sur des marchés réels et factuels, ou en considérant les préférences *déclarées* par ces individus dans un marché hypothétique (contingent) le plus réaliste possible (Pearce et al. 1989 : 5 ; Turner et al. 1994 : 108 ; etc.). Selon cette optique, la plupart des ressources naturelles sont en effet « hors marché » dans le sens où elles ne font pas l'objet d'un échange marchand et qu'elles sont dépourvues d'un indicateur de valeur affichant clairement ce que la société est disposée à sacrifier pour les obtenir ou les conserver. Ces *biens et services environnementaux*, rappellent les économistes de l'environnement, ne sont pas pour autant dépourvus de valeur (monétaire). Celle-ci est juste implicite. Seulement voilà, en l'absence d'un indicateur concret et matériel, les arbitrages auxquels les individus procèdent peuvent facilement conduire à des situations sous-optimales et inefficaces (les agents économiques n'associant aucune valeur *aux biens et services environnementaux* ou leur attribuerant un prix nul ; voir : Desaigues & Point (1993 : 2) ; Costanza et al. (1997 : 253) ; Barbier (2007 : 184) ; etc.). L'estimation de la (vraie) valeur des *biens et des services environnementaux* constituerait donc une condition *sine qua non* pour qu'ils soient gérés de façon efficiente[22]. Cette logique inspire par exemple le projet européen MEDFOREX, dont le but est d'estimer monétairement les externalités positives générées par la forêt méditerranéenne, principalement pour justifier les budgets alloués aux programmes de protection contre les incendies de forêt (voir section 2.3.4).

[22] Comme nous aurons l'occasion de le noter par la suite, le fait d'attribuer une valeur monétaire positive à un enjeu environnemental jusque-là dépourvu de valeur chrématistique n'implique pas forcément ni une meilleure protection ni une meilleure conservation de ce dernier.

Dans le domaine plus concret de l'Economie du feu, ces estimations monétaires sont tout aussi importantes : en effet, pour pouvoir déterminer le niveau optimal de protection et assurer donc une gestion efficiente du phénomène, les éléments composant la demande de protection doivent être correctement chiffrés. Le travail des économistes du feu vise donc logiquement l'explicitation, le « dévoilement » des préférences des individus vis-à-vis des enjeux présents dans chaque bassin à risque et notamment vis-à-vis des biens non marchands. Dans le cas des MEC (technique donc la plus souvent utilisée par les économistes du feu), ce dévoilement des préférences passe par la création d'un marché hypothétique pour l'objet évalué : une espèce animale, une fleur sylvestre, un paysage, un seuil de qualité de l'air, voire toute une forêt dans son ensemble. Théoriquement, plus les conditions dans lesquelles l'exercice se déroule sont semblables à celles d'un marché réel, plus les résultats obtenus sont considérés exacts et pertinents par les pairs.

Cette recherche de « réalisme marchand » dans la mise en situation proposée (ou plutôt imposée) par l'économiste, implique cependant l'adoption d'un modèle cognitif particulier se répercutant inéluctablement sur : (i) la description de l'objet évalué et (ii) la considération des jugements émis par les participants à l'évaluation[23].

En ce qui concerne la description de l'objet évalué, tout d'abord, le milieu forestier est le plus souvent caractérisé par les économistes du feu comme un assortiment de différents *biens environnementaux* juxtaposés les uns à côté des autres. Qu'il s'agisse de la survie de la chouette tacheté (Loomis et al. 1996 ; Loomis & González-Cabán 1998), de la pratique d'une activité récréative en forêt (Hesseln et al. 2003) ou de la protection d'une zone forestière dans son ensemble (Loomis et al. 1996 ; Riera & Mogas 2004), l'enjeu ou le *bien* évalué est extrait de sa réalité socio-naturelle, puis (re)construit subjectivement à travers une typification purement économique. Celle-ci aboutit, après l'estimation d'un prix, à son incorporation définitive dans la sphère marchande, avec toutes les implications que cela peut avoir. O'Connor (1993 : 12) parle à ce sujet d'une « *expansion sémiotique du capital* ». Nous étudierons plus en détail ce processus dans la sous-section 2.2.3.2, portant sur les critiques matérielles à la monétarisation des enjeux exposés au feu.

Pour ce qui est de la considération des jugements émis par les personnes enquêtées, le format même des MEC pousse méthodiquement les participants à préciser combien ils sont prêts à payer pour avoir chacun de ces *biens*, assimilant donc le choix des participants à celui qu'ils opèrent quotidiennement dans l'achat de biens de consommation courants (exactement comme si l'absence d'un marché réel pour ces *biens environnementaux* provoquait une « *frustration* » chez les individus et que ceux-ci cherchaient à agir « *normalement* », comme s'ils étaient placés face à des marchandises ordinaires exposées dans un rayon de magasin en consommant donc l'environnement jusqu'au point où le coût associé à cette consommation excède les bénéfices qu'ils peuvent en tirer) (Jacobs [1991] 1997 : 349 ; 1994 : 75).

De nombreux auteurs ont critiqué la neutralité que les économistes attribuent généralement à l'évaluation monétaire de l'environnement dans le processus de révélation des préférences des individus. Comme nous le verrons par la suite, de par ses hypothèses de base et le cadre d'analyse qu'elle impose, la théorie économique standard influence de fait le comportement qu'elle se propose d'analyser objectivement (Jacobs 1994 : 82 ; Foster 1994 : 136 ; O'Connor 1997 : 156 ;

[23] Le problème soulevé ici ne concerne pas tant la correspondance entre la représentation et l'objet évalué, mais plutôt la légitimité scientifique qui lui conférée et l'objectivité associée aux valeurs ainsi estimées.

Niemeyer & Spash 2001 : 569 ; Gowdy 2004 : 246 ; etc.). Certains auteurs considèrent même ces techniques d'évaluation non pas comme des outils de « *révélation* », mais plutôt comme des outils de « *construction* » des préférences environnementales (Vatn & Bromley 1994 : 134 ; Schkade & Payne 1994 : 104 ; Paavola & Bromley 2002 : 8 ; Godard 2004a : 132). Selon ce point de vue critique (partagé dans ce travail de recherche), les préférences environnementales n'illustrent donc pas la « *vraie* » valeur de l'environnement, mais constituent plutôt un « *artefact* » relatif et endogène aux méthodes d'évaluation monétaire déployées pour analyser le problème en question (O'Neill 1997b : 547 ; Sagoff 1998 : 222 ; Lockwood 1999 : 396).

Le positionnement critique ici retenu vis-à-vis de la théorie des préférences exogènes se base sur trois arguments principaux. Ceux-ci correspondent à trois temps successifs dans le processus d'évaluation (tableau 2.2) :

Tableau 2.2 : La construction -en trois temps- des préférences individuelles vis-à-vis des enjeux exposés au feu

1er temps	L'imposition ex ante d'**une seule appréhension possible de l'environnement** et des **motivations** que celui-ci peut susciter chez les individus (monisme structurel) ;
2ème temps	L'influence exercée par les choix méthodologiques de l'analyste au moment de la **conception de l'enquête** ;
3ème temps	L'influence exercée à travers la **gestion de l'information** au moment de la réalisation de l'enquête.

Source : auteur

…1er temps dans la construction des préférences

Comme nous l'avons dit précédemment, l'idée de base sous-jacente à l'évaluation monétaire des enjeux exposés au feu est l'existence de préférences préétablies et assimilées à une réalité première. Celle-ci serait cachée derrière un voile que l'économiste cherche à lever sans altérer (théoriquement) ce qui est éclipsé derrière. L'objectivité de ce procédé de « dévoilement » est cependant mise à mal par le monisme[24] qui caractérise le cadre théorique des exercices d'évaluation monétaire et, plus concrètement, les MEC (Bromley 1990 : 103). Celles-ci imposent non seulement un cadre de référence particulier (le marché) et un rôle précis aux participants (celui de simple consommateur), mais aussi une éthique spécifique (l'individualisme utilitariste), un type de rationalité (la maximisation sous contrainte) et un moyen d'expression unique et indiscutable (des unités monétaires). De par l'imposition de ces différents éléments (développés dans les paragraphes suivants) et pourtant pas intrinsèques à chacun de nous, les MEC déterminent en très large mesure la forme et la substance de l'objet que l'économiste prétend évaluer objectivement.

[24] Nous entendons par monisme dans le domaine de l'évaluation environnementale le fait d''imposer un vocabulaire (dans un sens large) pourtant présenté comme étant universel (Norton & Noonan 2007 : 666). La monétarisation des enjeux exposés au feu constitue donc un processus moniste dans le sens où il implique l'éviction de tout positionnement philosophique et épistémologique contraire aux prémices de la théorie économique standard.

Le paradoxe qui caractérise cette quête impossible est d'autant plus frappant que les différents paramétrages imposés aux participants aux MEC vont directement à l'encontre du principe de souveraineté du consommateur[25], pourtant défendu à outrance par l'Economie Environnementale (et par l'Economie du feu) et généralement utilisé pour justifier le caractère exogène des préférences des individus vis-à-vis des *biens et services environnementaux* (Randall 1987 : 217). D'un côté donc, l'économiste proclame haut et fort ce principe de souveraineté et de l'autre, il impose aux individus un comportement, un raisonnement et des valeurs qu'il détermine au préalable ! (Gowdy 2004 : 247). Pour certains auteurs, une telle contradiction dénote un positionnement épistémologique « *incohérent* » (Bromley 1990 : 102) ; pour d'autres, il s'agit d'une démarche carrément « *schizophrénique* » (Paavola 2002 : 87). Quoi qu'il en soit, il semble difficile d'imaginer que ces prescriptions peuvent, comme le prétend la théorie économique standard, n'avoir aucune incidence significative sur les préférences qu'elle prétend évaluer objectivement...

Car, soulignons-le, ces paramétrages ne constituent ni une fatalité ni un trait inhérent à la condition humaine. D'ailleurs, comme le rappelle Hodgson (1997 : 49), ils ne sont validés empiriquement ni par les économistes, ni par les sociologues, ni par les psychologues. Ainsi, par exemple, les individus peuvent très bien appréhender l'environnement en tant que « citoyens » et non pas forcément comme des « consommateurs » (Sagoff 1998 : 215-216). Ils peuvent donc formuler des « *jugements* » qualitativement différents des préférences telles que celles-ci sont communément conçues dans la théorie économique[26]. Dans la réalité, d'ailleurs, les deux rôles sont la plupart des fois enchevêtrés et ne peuvent se dissocier entièrement l'un de l'autre (Vatn & Bromley 1994 : 142 ; Aldred 1997 : 162), illustrant ainsi un « *pluralisme intra-personnel de valeurs* » qui va directement à l'encontre de l'unicisme propre aux agents monolithiques créés par la théorie économique (voir section 2.2.5) (Paavola & Adger 2005 : 359)[27]. Dans ce sens, l'analyse des 68 entretiens que nous avons réalisés dans le cadre de notre Analyse Institutionnelle révèle des enjeux et des justifications qui ne s'ajustent que de façon très marginale et ponctuelle à un simple choix de « consommation de sécurité » (voir chapitres 5 et 8). En effet, il ne s'agit pas tant de savoir si les individus veulent plus ou moins d'hectares épargnés du feu, mais plutôt de confronter les raisons pour lesquelles la gestion actuelle est à leurs yeux insatisfaisante, les enjeux qu'ils estiment prioritaires, les significations qu'ils attribuent à ces enjeux, etc. Le feu constitue un phénomène essentiellement ambigu (étant plus ou moins accepté par les acteurs pour diverses raisons) et, en tant que tel, il génère des expectatives, suscite des intérêts et associe des croyances inévitablement multiples et le plus souvent mutuellement exclusives, parfois même chez une même catégorie d'acteurs (voire même chez une même personne).

Par ailleurs, le rôle de la plupart des acteurs vis-à-vis de la problématique du feu ne s'ajuste pas à la dichotomie classique consommateur/producteur sur laquelle se base la théorie économique standard. Sur le terrain, la distribution des rôles est beaucoup moins catégorique. En effet, que ce soient les propriétaires forestiers privés (de par l'entretien à perte de leurs parcelles de forêt ou de par le développement d'activités économiques diverses interrompant de fait la continuité végétale de la forêt), les habitants en forêt (du fait de leur responsabilité simultanée en termes d'aléa induit et d'aléa subi) ou les usagers de la forêt (de par leur fréquentation de la forêt et leur participation

[25] Selon ce principe, « l'individu est le mieux placé pour juger ces préférences ».
[26] Bromley & Paavola (2002 : 264).
[27] Cet unicisme ne peut donc que parodier le comportement des personnes vis-à-vis de leurs choix environnementaux (Beckerman & Pasek 1997 : 4).

physique ou monnayée à l'entretien de la forêt), tous consomment et produisent à la fois l'état non-brûlé de la forêt. Leur logique ne peut donc correspondre aux préceptes de la théorie micro-économique. En demandant donc d'exprimer un consentement à payer (CAP) et d'adopter ainsi un comportement de simple consommateur, le cadre théorique des MEC métamorphose les enjeux en présence et impose une représentation pas forcément adaptée aux caractéristiques de la problématique étudiée (Jacobs 1997 : 217).

De la même façon, si le marché constitue certes un cadre de référence possible pour la gestion des systèmes socio-écologiques, il n'en est pas la seule : des institutions alternatives comme par exemple des « *forums* » sont tout aussi légitimes (Elster [1986] 1997 : 10). D'ailleurs, une multitude d'auteurs défendent la pertinence de ces institutions délibératives dans le domaine de la gestion environnementale, notamment lorsque l'on est face à des problèmes complexes, incertains et incommensurables, à l'origine de plusieurs catégories de préférences qualitativement différentes et pas forcément assimilables les unes aux autres, ce qui est la norme et non pas l'exception (Holland et al. 1996 : 40 ; Martínez-Alier et al. 1998 : 285 ; O'Neill & Spash 2000 : 533 ; O'Connor 2002 : 34 ; etc.). Comme le souligne O'Connor (1997 : 158), « *lorsque les gens expriment leurs préférences pour un monde avec des loups et des baleines plutôt qu'un monde sans ces espèces, ils affirment les vertus et les qualités d'un certain ordre des choses, ce qui est très différent de leur besoin d'acheter par exemple du lait ou du pain* »[28]. Dans ce contexte pluriel et conditionnel, le choix de représenter les problèmes environnementaux comme de simples « *défaillances de marché* » réductibles à une seule catégorie de préférences ne peut donc être réalisé sans imposer par la même occasion des normes particulières et un type de comportement arbitrairement choisis par l'analyste (O'Neill 1994 : 202 ; Hodgson 1998 : 182 ; Bowles 1998 : 87 ; Lockwood 1999 : 396 ; etc.)[29,30].

Dans le domaine de l'Economie du feu, cela se confirme même pour les rares travaux dans lesquels « *plusieurs préférences* » sont évoquées explicitement. Dans ces rares cas, en effet, les auteurs réduisent de fait ces préférences à un CAP unique censé toutes les englober et exprimer à lui seul la valeur totale du *bien* non marchand considéré. Ainsi l'illustre par exemple l'évaluation menée par Loomis et al. (1996), dans laquelle les participants sont invités à hiérarchiser à travers des « *notes d'importance* » plusieurs enjeux forestiers tels que les activités de récréation, la production de bois, la création d'emplois divers ou la survie d'un habitat pour la faune et la flore. L'exercice est présenté à la fois comme une « *recherche sur les préférences des individus* » et comme une opportunité pour

[28] Traduit par l'auteur.

[29] D'ailleurs, l'expression de « défaillance de marché » est elle-même arbitraire dans la mesure où il n'existe pas de marché pour ces enjeux environnementaux ! (Jacobs 1994 : 76).

[30] Comme le soulignent O'Neill & Walsh (2000 : 284), dans les MEC seules comptent la force ou la faiblesse de l'intensité des préférences, en aucun cas la force ou la faiblesse des justifications. Peu importent donc les raisons pour lesquelles un individu préfère un certain état des choses à un autre. L'évaluation monétaire de l'environnement se focalise exclusivement sur le degré dans lequel l'état en question est préféré, ce qui découle en fait de la transposition à la gestion environnementale d'un cadre analytique à l'origine conçu pour expliquer les choix d'un consommateur face à plusieurs biens marchands. Beckerman & Pasek (1997 : 20) illustrent cette idée à travers un exemple éloquent : « *Ce qui importe vraiment lorsqu'on réalise un achat dans un marché ordinaire c'est l'intensité de notre désir d'acquérir ou d'utiliser l'objet en question, pas les raisons pour lesquelles nous l'achetons. Lorsqu'on achète un CD par exemple, nous n'avons pas à justifier nos préférences pour Mozart sur du Pop. Ce qui compte c'est si l'on peut ou pas payer le CD, rien d'autre. Dans ces marchés, nous concrétisons notre évaluation par une 'sortie' éventuelle et non pas par la 'voix' : nous achetons ou pas le bien, mais nous ne présentons pas nos arguments pour ou contre un soutien publique du bien en question* » (traduit par l'auteur).

ces derniers *« d'expliquer pourquoi ils se soucient de la survie de la forêt* » (Ibidem : 3 ; 19). Dans les faits, cependant, la portée de cet exercice reste très limitée, puisque les résultats ainsi obtenus ne sont considérés qu'*a posteriori*, au moment d'interpréter les CAP exprimés au cours de l'évaluation monétaire. Autrement dit, les auteurs ne cherchent pas à connaître les raisons qui motivent le choix des participants, mais plutôt à concrétiser l'objet des préférences déclarées sous la forme de montants monétaires. De ce point de vue donc, si la valeur des enjeux exposés au feu peut être sustentée par une pluralité d'éléments, la valeur de ces enjeux est, elle, incontestablement monosémique. Or, lorsque tout est exprimé en unités monétaires, peu importent les raisons pour lesquelles les gens valorisent une certaine ressource : à fin de comptes, toutes les justifications sont amassées à l'intérieur d'une seule et unique échelle de valeurs... (O'Neill 1993 : 78 ; Brouwer 2000 : 144). Il n'est donc nullement question d'identifier et de composer avec plusieurs catégories de préférences, mais plutôt de raffiner la base matérielle de la seule et unique catégorie considérée. Bref, dans les termes de Sagoff, les préférences ainsi conçues peuvent avoir une « *syntaxe logique* » (en tant que relations de classement logiquement définies pour chaque individu vis-à-vis d'un ensemble prédéfini d'états alternatifs), mais sont forcément dépourvues de « *sémantique* », puisque les raisons pour lesquelles les individus veulent ce qu'ils veulent ou préfèrent ce qu'ils préfèrent sont tout simplement ignorées (Sagoff 1994a : 130).

En ce qui concerne les motivations des personnes vis-à-vis des enjeux exposés au feu, de nombreux travaux portant sur des *biens environnementaux* divers et variés démontrent qu'elles ne correspondent pas forcément aux prémices de l'*Homo Economicus*, opportuniste et fondamentalement égoïste (Clark & Burgess 1994 ; Blamey et al. 1995 ; Vadnjal & O'Connor 1994 ; etc.)[31]. Des modèles alternatifs comme l'*Homo Sustinens* (Siebenhüner 2000), l'*Homo Politicus* (Faber et al. 2002) ou l'*Homo Reciprocans* (Gintis 2000) sont tout aussi légitimes et peuvent être retenus dans le cadre d'une évaluation environnementale. En appliquant des justifications purement utilitaristes à des raisonnements, eux, parfois non-utilitaristes, les évaluations monétaires appliquées au problème du feu faussent donc les résultats de l'exercice qu'elles se proposent (Spash 1997b : 404)[32]. Nous développons ces aspects plus en détail dans la sous-section 2.2.5 (page 122).

Pour ce qui est de la rationalité, la théorie économique modélise le choix individuel à l'image d'un processus mécanique : connaisseurs de leurs désirs, les individus soupèsent le prix et la quantité, puis choisissent la combinaison qui leur permet de maximiser leur utilité (Paavola & Bromley 2002 : 264). Les arguments déployés pour « expliquer » le choix des individus sont donc identiques à ceux qu'un ingénieur peut utiliser pour expliquer la température dans une pièce : les agents économiques choisissent en effet des paniers de biens exactement pour les mêmes raisons qu'un thermostat assure une température optimale dans un appartement (ibidem).

[31] Du point de vue de l'économie environnementale, l'évaluation monétaire de l'environnement n'exclut pas forcément d'autres motivations différentes de celles de l'*Homo Economicus* (comme par exemple l'altruisme ou l'équité intra et intergénérationnelle). De ce point de vue, ces motivations seraient en fait englobées dans les préférences révélées ou déclarées par les individus. Comme le signale Jacobs (1997 : 213), cette opération implique cependant une transformation substantielle de la nature de ces motivations. Celles-ci sont en effet assimilées à des biens privés que les individus peuvent consommer au même titre que n'importe quelle autre marchandise ordinaire afin d'obtenir une satisfaction ou un bénéfice privés.

[32] Le même type de commentaires peut être fait par rapport à la rationalité maximisatrice que l'économie standard associe universellement aux individus.

Enfin, en fixant un seul et unique moyen d'expression (les unités monétaires), les MEC imposent aussi un langage exclusif qui défigure de fait l'objet qu'elle évalue (Gregory et al. 1993 : 179 ; Schkade & Payne 1994 : 103). La question '*combien êtes-vous prêts à payer pour…*' implique trop souvent l'éviction d'arguments ou d'expressions de valeur(s) inadaptées aux exigences de la théorie économique et situe de fait les participants face à un cadre d'évaluation « *inconfortable* », « *obscure* », voire tout simplement « *incompréhensible* » (Burgess et al. 1998 : 22-25 ; Clark et al. 2000 : 52)[33]. Le positionnement des économistes du feu à ce sujet est pourtant sans équivoque… Althaus & Mills (1982 : 5) affirment par exemple que « *la valeur* [des *biens* forestiers non marchands] *correspond à la somme d'argent que les individus sont disposés à payer pour assurer leur protection* ». Dans des termes similaires, Rideout et al. (1999 : 219) soulignent que « *les bénéfices qu'un individu tire d'un programme de gestion du feu équivalent à la somme de revenu maximal qu'il est disposé à payer pour que le programme soit réalisé* »[34]. Dans ce contexte purement et exclusivement marchand, certains individus peuvent nonobstant proposer un CAP pour la seule et unique raison qu'il s'agit du seul moyen qui leur est proposé pour donner leur avis (Lockwood 1999 : 394). Plusieurs études démontrent d'ailleurs que des individus participant à une MEC et ayant des préférences manifestes pour la protection de l'environnement peuvent exprimer un CAP nul vis-à-vis d'un programme de protection, illustrant ainsi le fait que l'argent ne reflète pas la totalité des préférences vis-à-vis des enjeux environnementaux (Stevens et al. 1991 : 397 ; Spash & Hanley 1995 : 202 ; Jorgensen et al. 1999 : 134). D'autres études démontrent également qu'une large proportion des CAP positifs exprimés dans les MEC répond à des motivations entièrement inconsistantes aux yeux de la théorie économique standard (Vadnjal & O'Connor 1994 : 375-377 ; Lockwood 1998 : 80 ; Spash 2000a : 208). Selon ces auteurs, les montants en question ne refléteraient pas tant la volonté d'exprimer une valeur d'échange en contrepartie d'un certain changement environnemental (disons par exemple, l'augmentation de la surface protégée contre le feu), que la volonté de faire un don, de réaliser un geste politique ou plus généralement, d'agir selon des principes éthiques non-utilitaristes.

…2ème temps dans la construction des préférences

Le monisme inhérent au cadre théorique des évaluations monétaires ne constitue pas la seule source de subjectivité dans la révélation -ou plutôt dans la construction- des préférences des individus sur les enjeux exposés au feu. Dans le cas des MEC, ces préférences sont aussi largement influencées par les choix que réalise l'analyste au moment de concevoir l'enquête, pièce centrale de l'évaluation. Il s'agit là d'une phase de « construction » des préférences non plus théorique et *ex ante* (comme c'était le cas dans les paragraphes précédents), mais plutôt méthodologique et *in media res*[35]. Les illustrations possibles sont multiples et variées, et concernent entre autres le choix du format de la

[33] Il est important de préciser à ce stade de la réflexion que la théorie économique aurait pu concevoir les outils d'évaluation dans le but de vérifier les hypothèses comportementales sur lesquelles elle se base et étudier ainsi l'ensemble des motivations des individus vis-à-vis de l'environnement. Elle a cependant préféré concevoir les outils d'évaluation de façon à exclure tous les individus ayant un comportement différent de celui que la théorie économique assume comme vrai et universel (Jacobs 1994 : 78). Pour cela, elle a développé au sein des différentes techniques d'évaluation monétaires plusieurs « filtres » qui véhiculent de fait les valeurs propres aux économistes (Gowdy 2004 : 246) et qui lui permettent de qualifier donc de « non économiques » les faits qu'elle préfère ignorer. Les économistes agissent donc « *comme un jardinier qui décréterait que toutes les fleurs qui ne font pas partie de son petit jardin sont des « non fleurs » : l'économie n'existe que là où les économistes ont décidé qu'elle existe* » (Rist 2010 : 131).

[34] Traduit par l'auteur.

[35] Au cœur de l'action.

question (dichotomique ou ouvert), le choix du type de consentement (CAP/CAR) ou la considération des zéros de protestation (Spash 2008a). Le phénomène du « renversement des préférences » (Kahneman & Tversky 1979) constitue peut-être l'exemple par excellence[36]. Un exemple tout aussi éloquent et fréquent est le postulat de « pré-ordre complet » (ou des alternatives non pertinentes)[37], critiqué notamment dans le domaine de l'Economie Comportementale (voir par exemple : Willinger (1996))[38]. D'autres auteurs démontrent par ailleurs que l'ordre dans lequel les questions sont posées détermine en partie les réponses des participants à l'enquête (Samples & Hollyer 1990). En réalité, l'influence de l'analyste dans la formation des préférences concerne quasiment tous les éléments du scénario à la base de chaque MEC et peut aller même au-delà… Dans ce sens, Bateman & Mawby (2004) démontrent par exemple que les CAP exprimés dans le cadre d'une MEC peuvent être influencés par la façon dont l'enquêteur est habillé.

L'impact que peuvent avoir ces choix arbitraires sur le résultat de l'évaluation est notoire. Ainsi, par exemple, le CAP moyen estimé par Loomis et al. (1996) pour la mise en place d'un programme de protection contre le feu dans l'Etat d'Oregon (Etats-Unis) varie du simple au double selon la considération (ou pas) des zéros de protestation. Ce même CAP moyen varierait du simple au triple selon le format de la question[39] ! Comme on peut le constater à travers cet exemple, la « vraie » valeur que cherchent les économistes du feu dépend donc très largement des choix méthodologiques (mais subjectifs) opérés au cours de l'évaluation[40].

…3ème temps dans la construction des préférences

Enfin, troisièmement, l'influence exercée à travers la gestion de l'information au cours de l'enquête (ou juste avant celle-ci) est aujourd'hui reconnue tant par les économistes hétérodoxes que par les tenants de l'Economie standard. L'interprétation de cette influence varie cependant selon les auteurs (Burgess et al. 2000 : 510) : pour les plus orthodoxes, en effet, la gestion de l'information est éventuellement à l'origine de simples biais techniques (soit dans la formulation des préférences, soit dans leur transcription postérieure), mais elle ne déforme en aucun cas les préférences elles-mêmes, puisque celles-ci constituent une réalité objective antérieure à l'évaluation. Pour ces auteurs, une meilleure gestion de l'information peut donc réduire -voire éliminer- le biais dit « informationnel » et

[36] D'après ce phénomène, la façon dont les options de choix sont décrites peut entraîner des inversions de préférences chez les participants (une alternative A peut ainsi être préférée à une autre alternative B selon une première description, et peut ne pas l'être selon une deuxième description « émotionnellement » différente de la première mais formellement identique à celle-ci). L'économie expérimentale met donc à mal l'hypothèse des préférences antisymétriques.

[37] Lorsqu'un agent compare deux options de choix, cette comparaison n'est pas influencée par les autres options disponibles, quelles que soient leurs caractéristiques et leur nombre (Willinger 1996 : 578).

[38] Plusieurs auteurs ont démontré que l'espace des choix ne constitue jamais un changement neutre en ce qui concerne les préférences des agents (ibidem).

[39] Ces résultats sont loin d'être caractéristiques de l'Economie du feu. Des observations similaires ont été réalisées vis-à-vis d'enjeux environnementaux divers (voir par exemple : Bateman & Bryan (1994)). En moyenne, le CAR serait environ deux à quatre fois supérieur au CAP (Knetsch 2007 : 685). Dans certains cas, le CAR pourrait même être dix fois plus important que le CAP (Desaigues & Point 1993 : 126), voire plus (Sunstein 1993 : 10).

[40] Malheureusement, les estimations de la variabilité des valeurs monétaires face aux choix méthodologiques réalisés par les analystes sont plutôt inhabituelles dans la littérature constituant l'Economie du feu. Rares sont en effet les auteurs qui comme Loomis et al. (1996) proposent au sein d'une même publication plusieurs résultats différents selon les techniques de calculs envisageables.

ainsi conduire à la « vraie » valeur recherchée (Cummings et al. 1986 : 18, 38). D'après Arrow et al. (1993 : 4607)[41] par exemple, l'analyste doit fournir systématiquement aux personnes enquêtées un niveau d'information « *adéquat* » et « *pertinent* » par rapport aux caractéristiques du programme évalué. Selon Fischoff & Furby (1988 : 148), le chercheur a la responsabilité de fournir « *assez d'informations* » aux participants pour que ceux-ci puissent parfaitement comprendre les spécificités de l'objet évalué et réaliser une « *transaction satisfaisante en fonction de leurs propres intérêts* ».

Pour les auteurs plus hétérodoxes, au contraire, la gestion de l'information a un impact inévitable[42] sur la conception que les individus ont de la ressource et du programme évalué et par conséquent, sur leurs préférences (Spash & Hanley 1993 : 61 ; Sagoff 1994a : 129 ; O'Neill 1997 : 547)[43]. Cela est particulièrement évident lorsqu'il s'agit d'évaluer des concepts complexes comme par exemple la notion de biodiversité ou des systèmes socio-écologiques considérés dans leur globalité (Spash & Hanley 1995 : 203). A ce sujet, le travail de Loomis et al. (1996) s'avère à nouveau particulièrement illustratif. Cette évaluation permet en effet de mettre en lumière deux sources principales de subjectivité liées à la gestion de l'information dans les évaluations monétaires appliquées à la problématique du feu, à savoir : (i) le portrait de l'objet évalué (en général un programme de protection), et (ii) la description des résultats prévus.

Par rapport au premier de ces deux éléments, Loomis et al. (1996 : 19) sont plutôt explicites : il s'agit d'évaluer un programme de protection contre le feu permettant de réduire la fréquence et l'étendue des Grands Incendies de Forêt (GIF) dans les « forêts anciennes » (*old-growth forests*)[44] de l'Oregon (Etats-Unis). Cet objet, à première vue sans équivoque, comprend deux composantes : d'un côté, le programme de protection en tant que tel et d'un autre côté, le milieu dans lequel ce programme est susceptible d'être implémenté. L'attention que les auteurs attribuent à ces deux composantes diffère sensiblement d'un cas à l'autre : si les stratégies de protection envisagées sont relativement bien présentées, la description du milieu forestier est, elle, particulièrement vague. Les participants sont informés uniquement sur le fait que le programme sera appliqué dans une « forêt ancienne » constituant l'habitat de la chouette tachetée (une espèce protégée aux Etats-Unis). En ce qui concerne le rôle du feu dans ce milieu forestier, la brochure se limite à préciser que la « *plupart des feux y provoquent des dommages* », notamment sur son « *potentiel en tant qu'habitat pour la faune, sur son intérêt récréatif ou sur sa beauté paysagère* ». Enfin, les auteurs précisent que « *ces forêts ont besoin de deux siècles pour se régénérer après la survenance d'un incendie sévère* » (ibidem : 19)[45]. Aucune mention n'est donc faite au rôle concret de ces forêts vis-à-vis de la diversité biologique végétale et animale, à la stabilité des sols, à l'assainissement des eaux, à la régularisation du régime des crues ou à l'absorption de carbone (entre autres). Par ailleurs, aucune information

[41] Cité dans Spash (2008a : 40).
[42] Dans ce travail nous partageons cette deuxième perspective. Nous choisissons par conséquent d'inclure ce point dans cette sous-section et non pas dans la section précédente concernant les critiques « internes ».
[43] Dans les termes de Sagoff (1994a : 129) : « dans des exemples concernant des personnes humaines et non pas des souris de laboratoire, l'observation objective des comportements analysés ne sera pas forcément consensuelle. Il sera nécessaire au contraire d'interpréter ce que nous observons –de raconter une histoire-, et la façon dont nous décrivons la scène déterminera les relations causales que nous proposons pour l'expliquer. (…) Décrivez le comportement d'un individu d'une certaine façon, et vous aurez un certain ensemble de préférences ; décrivez-le d'une autre façon, et vous aurez alors un nouvel ensemble d'explications plausibles ».
[44] Les auteurs définissent les « forêts anciennes » comme des « *forêts naturelles composées de plusieurs types d'arbres d'âge différents mais majoritairement vieux* ».
[45] Traduit par l'auteur.

supplémentaire n'est fournie par rapport au rôle que le feu peut avoir dans ce milieu forestier. L'objectif des auteurs est pourtant catégorique dès l'introduction de leur papier : il s'agit très concrètement de « *mesurer la valeur économique totale de la protection contre le feu dans les forêts anciennes de l'Oregon* » (ibidem : 1). Est-ce que le niveau d'information présenté aux participants est « *adéquat* » et « *pertinent* » comme le requièrent Arrow et al. (1993) ? Est-ce que les participants à cette évaluation ont « *assez* » d'éléments pour réaliser un choix « *satisfaisant* » dans le sens de Fischoff & Furby (1988) ? On aurait tendance à répondre négativement, même si les seuils évoqués restent excessivement vagues (Spash 2002 : 666). En réalité, ces questions n'ont pas une seule et unique réponse valable ; elles exigent au contraire un choix nécessairement subjectif de la part de l'analyste. Et c'est bien là le problème vis-à-vis de la théorie économique et de la prétendue neutralité des valeurs monétaires estimées. Non seulement la définition des attributs des milieux forestiers est largement conditionnée par les justifications et les principes de base des analystes qui procèdent à cette définition (Chilton & Hutchinson 1999 : 10-12), mais en plus la description du milieu va déterminer l'ensemble des états alternatifs par rapport auxquels les préférences des individus sont considérées (Sagoff 1994a : 130). La gestion du feu et des milieux forestiers dans lequel celui-ci éclot et se propage constitue donc un « problème vicieux » (*wicked problem*) dans le sens de Rittel & Webber (1973) : sa caractérisation varie d'une catégorie d'acteurs à une autre selon les valeurs et les intérêts qui sont priorisés. L'objet évalué est donc cacophonique dans son essence même (Norton & Noonan 2007 : 666) et donc, inévitablement contingent. Reste alors à définir dans ce contexte particulier la signification de la « vraie » valeur cherchée par les économistes du feu…

En ce qui concerne les résultats escomptés du programme de protection, la présentation contenue dans la brochure d'information ne fait l'ombre d'un doute (Loomis et al. 1996 : 22) : si le programme évalué venait à être implémenté sur le terrain, le nombre de grands incendies de forêt et la surface parcourue par ceux-ci seraient divisés par deux. Cette façon de présenter la problématique et d'informer les participants suscite plusieurs commentaires.

Tout d'abord, l'idée sous-jacente est que le « problème » du feu est avant tout un problème de moyens et donc, que ce dernier peut être résolu à travers de simples variations dans le niveau du budget de protection. Cette idée est éminemment subjective et est clairement orientée dans le sens que les économistes du feu cherchent à donner à la problématique. Les statistiques de plusieurs pays montrent en effet que l'évolution des budgets alloués à la DFCI ne s'accompagne pas forcément d'une évolution parallèle des surfaces épargnées du feu, et ce, que ce soit aux Etats-Unis (Donovan & Brown 2007 : 74 ; Lundgren 1999 : 72 ; etc.) ou dans la région méditerranéenne (Pausas & Vallejo 1999 : 4 ; Mendes 2010 : 323 ; etc.).

Deuxièmement, et comme nous le montrons dans l'analyse de notre travail de terrain, la question du feu ne peut être réduite à une simple question d'hectares ou de nombre de départs de feux. Pour les acteurs sociaux concernés, il est tout aussi important de savoir comment la forêt est aménagée, quelles sont les activités qui y sont développées, quels acteurs participent à la gestion du risque et comment les responsabilités sont partagées (voir chapitre 5). Les individus peuvent préférer avoir plus d'hectares brûlés si cela s'accompagne par exemple d'une gestion du risque plus inclusive (participation de non-experts dans le organes de gestion du risque) ou plus écologique (suppression de toute technique de débroussaillement trop agressive). Il existe en fait autant de conflits générés par le risque lui-même que par les activités de prévention et de lutte qui visent à le réduire. Ce paradoxe découle en partie du caractère essentiellement ambigu du phénomène du feu, qui peut

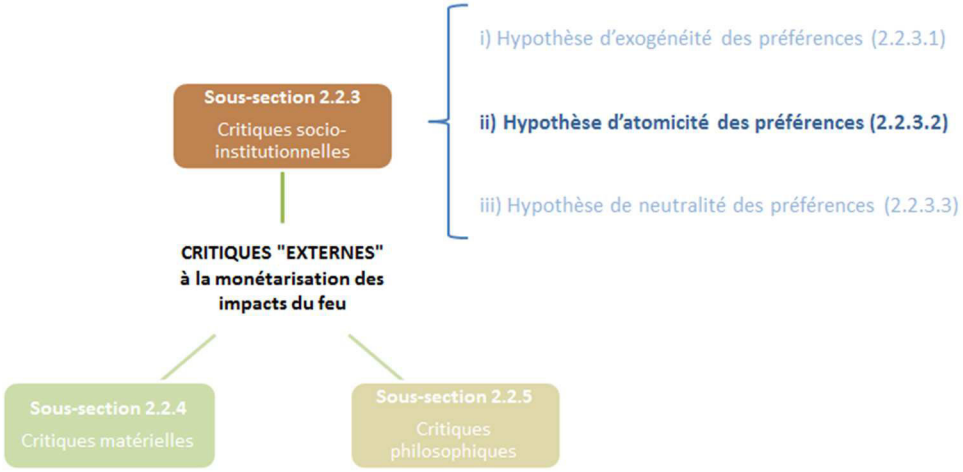
susciter des jugements de valeurs totalement opposés chez des acteurs habitant un même territoire à une même période (Pyne 2001 : 179 ; Gill 2005 : 65). Pour certains des acteurs que nous avons rencontrés, en effet, le problème réside principalement dans le fait que la forêt est aujourd'hui excessivement dense et embroussaillée, trop « *sale* » et trop « *vaste* » dans les termes couramment utilisés dans ce genre de discours. Pour d'autres acteurs, au contraire, le problème du feu réside plutôt dans l'anthropisation excessive du milieu et plus concrètement, dans la multiplication des zones d'interface forêt-habitat et les infrastructures de protection que ces zones requièrent. Enfin, pour d'autres acteurs, le feu ne constituerait pas un problème en soi mais plutôt un « *subterfuge* » utilisé par certaines catégories d'acteurs pour affirmer leur emprise économique, politique et foncière sur ce territoire. Dans le massif des Maures, comme dans beaucoup d'autres massifs forestiers où le feu et la société humaine sont présents, les composantes sociale, culturelle et institutionnelle occupent une place centrale dans la physionomie du phénomène et de son évolution (Cheng & Becker 2005 : 12). Dans ce contexte particulier, le type de narrative imposée par l'Economie du feu semble donc artificielle et inéluctablement subjective.

Bref, les valeurs monétaires que les économistes du feu associent aux biens non marchands exposés au feu sont donc influencées par les méthodes d'évaluation utilisées pour les estimer. Elles sont donc « *endogènes* » à celles-ci. Comme nous l'avons vu dans les paragraphes précédents, cette influence se manifeste aussi bien à travers le cadre théorique de ces méthodes, que dans les choix méthodologiques (mais discrétionnaires) réalisés au moment de concevoir l'enquête ou encore, dans la façon dont l'information est fournie lorsque l'enquête est réalisée. La neutralité à laquelle aspire l'analyse économique constitue en fait un fantasme forcément inaccessible puisque la « vraie » valeur qu'il s'agit de dévoiler est, elle aussi, une image chimérique. En réalité, les économistes du feu n'ont pas tant à faire à des préférences factuelles et réelles comme ils le prétendent, qu'à des préférences « *illusoires crées à travers des circonstances autres que celles du monde réel* » (Jacobs 1994 : 75) et trop souvent imposées de façon coercitive (Burgess et al. 1998 : 25). Dans les termes de Gregory et al. (1993 : 179), les économistes du feu n'agissent donc pas tant comme des « *archéologues* » à la recherche de valeurs préexistantes, que comme des « *architectes* » échafaudant des préférences conditionnelles.

Les évaluations monétaires des enjeux exposés au feu et la procédure de choix social dans laquelle ces évaluations s'inscrivent (ACB, C+NVC, etc.) constituent donc un exemple parmi d'autres d'« Institution Articulatrice de Valeurs » (*Value-Articulating Institution, VAI,* en anglais) (Jacobs 1997 : 215 ; Vatn 2005a : 301 ; 2005b : 211). Elles impliquent en effet un modèle cognitif structuré et typifié à travers des règles qui stipulent : (i) quelle est la problématique évaluée, (ii) qui peut prendre part à l'évaluation, et (iii) dans quel rôle précis les personnes peuvent y participer. L'intérêt principal d'une telle approche ne peut donc résider dans l'estimation de valeurs monétaires concrètes (celles-ci étant forcément artificielles et contextuelles), mais plutôt dans la qualité de l'information et des justifications échangées par les participants à l'évaluation en question (O'Neill 1997 : 547 ; Spash 2008a : 50). Or, vis-à-vis de ce « nouvel » objet évalué, de « nouvelles » méthodes d'évaluation s'avèrent beaucoup plus pertinentes que les outils traditionnellement déployés par les économistes… Nous pensons bien évidemment aux Approches Participatives MultiCritère (APMC) **(chapitres 7 à 9)**.

2.2.3.2 L'influence du contexte social et culturel dans la formation des préférences

Figure 2.8 : Mise en contexte de la sous-section 2.2.3.2



Source : auteur

Dans les paragraphes précédents, nous avons critiqué l'objectivité présumée et auto-adjugée des méthodes dont l'Economie du feu se sert pour identifier les préférences des individus sur les différents enjeux exposés au feu. Dans les pages suivantes, nous ne nous focaliserons pas tant sur cette objectivité, que sur l'(im)perméabilité présumée de ces préférences vis-à-vis du contexte géographique et institutionnel dans lequel elles émergent. Nous analyserons donc une deuxième sorte de contextualisation des préférences, non plus axée sur l'exercice d'évaluation en tant que tel, mais plutôt sur le cadre social et politique dans lequel cet exercice est réalisé (Vatn & Bromley 1994 : 139).

L'enjeu est de taille puisqu'il touche à l'un des paradigmes de la théorie économique, à savoir, l'individualisme méthodologique. Selon ce principe[46], en effet, tout phénomène social et notamment économique correspond à l'addition des phénomènes individuels qui le composent (Samuels 1981 : 10) et doit donc être expliqué en termes de psychologie individuelle (Jacobs 1994 : 70). Dans la logique économique standard, la société constitue en effet un « *agglomérat d'individus indépendants* » (Rist 2010 : 63) dont les préférences ne peuvent être influencées : (i) ni par le contexte institutionnel (Spash & Vatn 2006 : 384), (ii) ni par le comportement des autres individus (Norton et al. 1998 : 198). Dans cette sous-section 2.2.3.2, nous étudierons chacun de ces deux aspects et leur incidence vis-à-vis de la problématique du feu.

… L'influence du contexte institutionnel

Pour l'Economie Environnementale (dont s'inspirent les économistes du feu), les préférences des individus constituent des faits objectifs ayant une réalité intrinsèque et autonome par rapport au

[46] Nous évoquons ici la version « forte » du principe. La dichotomie version forte/faible est proposée par Vatn (2005 : 204). Elle est également présente chez Hodgson (1986), mais de façon moins explicite. La version « faible » du principe admet l'influence que peuvent avoir certaines forces externes sur les choix individuels, mais impose malgré tout le fait que ces derniers soient l'objet principal dans l'analyse des décisions sociales.

contexte dans lequel elles se cristallisent (Vatn 2002 : 155 ; Godard 2004a : 131). Les individus sont censés disposer de préférences déjà toutes constituées, antérieures au choix de consommation (Spash 2008b : 268), un peu comme si elles étaient « *formées au cœur de chaque individu* » (Jacobs 1997 : 221) ou, dans les termes de Vatn & Bromley (1994 : 132), comme si elles étaient « *encodées dans l'ADN des êtres humains* ». Ces préférences seraient révélées par le comportement des individus sur les marchés (ces derniers étant réels ou hypothétiques), mais seraient établies a priori, de façon exogène, quelque part en dehors du système socio-économique (Brouwer 2000 : 143 ; O'Hara & Stagl 2002 : 513 ; etc.). D'ailleurs, tel que le soulignent Etzioni (1985 : 183) ou Godard (2004a : 132) entre autres, même lorsque les économistes acceptent l'influence du contexte institutionnel (version « faible » du principe de l'individualisme méthodologique), l'étude de la genèse de ces préférences est malgré tout consciemment renvoyée en bloc à d'autres disciplines comme la psychologie ou la sociologie. Les économistes se focalisent, eux, exclusivement sur la façon dont ces préférences peuvent être satisfaites de la manière la plus efficiente possible (Gintis & Romer 1998 : 2 ; Norton et al. 1998 : 195)[47].

Un tel choix peut se comprendre lorsqu'il s'agit d'étudier l'achat de biens de consommation ordinaires, mais il est difficilement défendable lorsque l'évaluation porte sur des systèmes socio-écologiques complexes, dotés d'incertitudes critiques et caractérisés par des ambiguïtés insurmontables. Dans ces cas, en effet, les motivations des individus, les valeurs qui les traversent, leurs croyances ainsi que les contraintes (morales, politiques ou matérielles) auxquelles ils sont confrontés imprègnent inéluctablement leurs préférences vis-à-vis du système évalué. En reprenant l'exemple de Young (1996 : 286), lorsqu'un individu λ choisit de consommer une deuxième pomme au lieu d'une troisième banane, il n'est peut-être pas indispensable d'enquêter sur les raisons ou les justifications à la base de ce choix : celui-ci peut révéler tout simplement le fait que la deuxième pomme fournit à cet individu plus d'utilité ou plus de satisfaction que la troisième banane. Mais lorsque ce même individu n'est pas disposé à payer pour un certain programme de protection contre le feu parce qu'il se méfie du gestionnaire du risque suite à des conflits passés ou en cours, ou parce qu'il considère inefficaces les parades envisagées, ou parce qu'il trouve injuste le fait de financer collectivement une protection dont l'objet principal sont les maisons d'une partie de la population particulièrement aisée, il est alors beaucoup moins probable que la seule considération du niveau d'utilité suffise pour comprendre et évaluer correctement le choix que cet individu effectue.

Comme nous le montrons dans le chapitre précédent, au mieux l'Economie du feu analyse l'impact que peuvent avoir sur les préférences des caractéristiques sociodémographiques telles que l'âge, le revenu, le milieu socio-professionnel ou le lieu de vie. Certains acteurs étudient également l'influence que peut exercer l'appartenance à tel ou tel autre groupe ethnoculturel. Cela étant dit, quel que soit le facteur sociodémographique étudié, celui-ci est appréhendé de façon économétrique, c'est-à-dire, dans le but très clair d'affiner un modèle de régression et d'épurer les prédictions du CAP moyen que l'analyste cherche à fournir aux décideurs.

[47] C'est grâce à l'hypothèse d'exogénéité des préférences que la recherche d'efficience peut être menée exclusivement à travers des formalisations mathématiques (Hodgson 1997 : 49 ; Bowles 1998 : 75). En effet, à partir du moment où l'on considère les préférences comme étant influençables par les politiques environnementales ou les arrangements institutionnels à évaluer, il n'y a plus alors de sens à vouloir prédire ou calculer leurs conséquences (Norton et al. 1998 : 195 ; van den Bergh et al. 2000 : 49 ; Niemeyer & Spash 2001 : 569). L'application du modèle analytique proposé par l'Economie Environnementale conduit alors inéluctablement à des raisonnements tautologiques (Cowen 1993 : 254 ; O'Hara & Stagl 2002 : 516 ; etc.).

La question que l'on peut se poser est : un programme de protection contre le feu peut-il être évalué pour ce qu'il « est » sans considérer ce qu'il « signifie » dans un contexte particulier ? Autrement dit, un programme de ce type (et les préférences qui lui sont associées) peuvent-ils constituer une réalité cohérente et détachable des circonstances dans lesquelles il est appliqué ? Un programme de brûlage dirigé, par exemple, peut-il être extrait et isolé du cadre social, culturel, historique, idéologique, économique et politique dans lequel il existe et ainsi, être évalué par l'analyste pour « sa propre valeur » ? C'est en quelque sorte ce que sous-entendent les économistes du feu, pour qui un brûlage dirigé est juste ça, un brûlage dirigé, ou parfois même le résultat de celui-ci, une réalité acontextuelle et totalement aseptisée d'un point de vue sociopolitique, un objet sans histoire, juste un programme de gestion sans signification particulière et assimilé à n'importe quel autre bien de consommation.

Dans ce travail de recherche, nous soutenons au contraire que tout programme de protection, même le plus simple qu'il soit, s'inscrit dans un cadre géographique et institutionnel précis et qu'il ne peut être dissocié des valeurs, des croyances et des revendications historiques et actuelles des différents acteurs concernés. Comme nous allons l'expliquer, la signification de ce type de programmes déborde les limites fixées par leur contour matériel ou visuel et résonne forcément dans une histoire toujours en cours, inexplicable en un langage purement algorithmique[48].

Prenons comme point de départ dans notre argumentation le travail de Kaval et al. (2007), présenté en détail dans la sous-section 1.3.3.2 du chapitre précédent (page 55). Comme nous avons eu occasion de le voir, les auteurs à l'origine de cette MEC proposent aux participants d'exprimer leur CAP pour la réalisation d'un programme de brûlage dirigé aux Etats-Unis. Pour ce faire, les auteurs montrent au cours de l'enquête deux photos différentes d'un même type de forêt. La première de ces photos illustre l'impact d'un très grand incendie sur le milieu en question. Sur la deuxième photo, on peut voir le même type de paysage quelque temps après un brûlage dirigé (celui-ci étant censé diviser par deux la survenance de très grands incendies). Dans cet exemple, le programme de brûlage dirigé est réduit à une image rapportant son impact sur le milieu forestier. Les résultats de l'objet à évaluer sont donc clairement mis en avant, tandis que les moyens à travers lesquels ces résultats sont réalisés sont, eux, beaucoup moins développés (voire pas du tout). Pourtant, dans la gestion du risque (que ce soit naturel ou technologique), la question du « *comment* » le risque est géré est toute aussi importante, voire plus, que celle du « *combien* » le niveau de risque est réduit à travers la gestion qu'il s'agit d'évaluer (De Marchi & Ravetz 1999 : 744 ; Renn 2008 : 43 ; etc.). Les personnes ne se soucient pas uniquement du niveau d'exposition à un certain aléa, mais aussi (surtout) de la possibilité des acteurs à participer dans la gestion du risque (Bradbury 1989 : 391 ; Fiorino 1990 : 227 ; O'Connor & van den Hove 2001 : 86 ; etc.), de la façon dont les coûts et les bénéfices sont socialement distribuées (Otway 1992 : 219) ou encore, de l'atteinte plus ou moins importante des programmes de gestion aux valeurs avec lesquelles une société s'identifie (Dake 1992 : 23). Dans le cas du feu, ces considérations sont d'autant plus importantes que le phénomène est intrinsèquement ambigu (d'un point de vue aussi bien *interprétatif* que *normatif*) et que cette ambiguïté ne peut être

[48] A ce propos, Gilles & Fried (1991 : 314) soulignent par exemple l'inapplicabilité du modèle C+NVC là où des habitations, des vies ou des sites naturels exceptionnels existent et sont soumis à l'aléa « feu de forêt ». Dans les termes de ces auteurs : « *peu importe comment les économistes interprètent ou appliquent le paradigme C+NVC et les principes sur lesquels celui-ci est basé (analyse marginaliste, évaluation monétaire, etc.) ; il est nécessaire d'éviter tout outil d'aide à la décision qui soit incapable de refléter correctement les considérations sociales et culturelles existantes* » (traduit par l'auteur).

résolue ni par des analyses purement techniques, ni par la simple comparaison et/ou compensation des avantages et des inconvénients associés au feu.

A travers notre travail de terrain, nous démontrons plus concrètement qu'un brûlage dirigé ne peut être appréhendé sans considérer : (i) l'histoire dans laquelle il survient ; (ii) les rôles attribués aux différents acteurs dans la gestion du risque ; et (iii) les croyances majoritaires vis-à-vis du phénomène du feu.

Comme cela est souligné par ailleurs dans notre travail de recherche (voir chapitre 8), l'évolution historique du feu joue un rôle central vis-à-vis de sa signification sociétale et de sa plus ou moins grande acceptabilité. Cela est le cas non seulement pour les incendies, mais aussi pour les feux contrôlés réalisés dans un but d'exploitation sylvicole, de gestion de la biodiversité ou de gestion du risque (brulages dirigés, feux tactiques, etc.). Dans le massif des Maures, comme dans nombreux d'autres territoires méditerranéens, le feu « contrôlé » est aujourd'hui monopolisé par des experts qui l'appliquent de façon professionnelle et fortement technicisée. Pour des raisons sécuritaires, l'emploi du feu par la population est fortement règlementé, voire tout simplement interdit pendant plusieurs mois de l'année[49]. Ces degrés de technicisation et de règlementation n'ont pourtant pas toujours caractérisé la gestion du feu dans les Maures. Comme le rappelle par exemple, l'écrivain et historien Gabriel Henri Blanc (1988 : 49-50) dans son ouvrage sur les feux de forêt dans le Var, autrefois les paysans « allumaient » couramment la colline, réduisant ainsi les broussailles qui pouvaient alimenter et propager le feu au cours de l'été :

« Jusqu'aux environs de 1950, des plantiers étaient installés dans les vallons, dans les forêts où le détenteur y cultivait quelques céréales et y avait planté des oliviers, des arbres fruitiers, après avoir défriché. (…) Le feu brûlait toute l'année dans les bois. Comment faire autrement ? Les ouvriers comment auraient-ils pu se nourrir ou se chauffer en hiver ? (…) Mais voilà, les forestiers, les chasseurs, tous ces peuples qui fréquentaient la forêt savaient faire du feu. Ils ne risquaient pas de mettre le feu et détruire leur outil de travail, ou de plaisir. Aujourd'hui, à part les vieux, personne n'est capable de faire du feu en forêt ; faites-lui allumer par jour de pluie, elle n'y arrivera pas ; faites-lui allumer en été, elle provoquera une catastrophe ».

Dans sa thèse sur les transformations socio-économiques dans les Maures depuis la Révolution de 1789, Edme Faussillon (1997 : 192) s'exprime de façon similaire au sujet des contrefeux :

« La grande majorité des hommes engagés [dans la lutte contre le feu]*, qui étaient des ruraux, savaient manier la hache, la pelle et la pioche. L'instrument de combat était le feu qu'on dressait contre le feu, et quand les deux se rencontraient l'incendie s'éteignait faute d'oxygène et de combustible à dévorer. Un instrument difficile à manier, exigeant une parfaite connaissance des lieux, des vents, des couloirs de feu, le seul possible à l'époque puisqu'il se transporte dans une boîte d'allumettes. Aujourd'hui, la lutte est placée sous l'entière responsabilité des corps de sapeurs-pompiers agissant sous l'autorité du SDIS ».*

Il ne s'agit pas ici de comparer ces deux types de gestion ni d'encenser d'un regard nostalgique les pratiques traditionnelles. La forêt n'est plus la même et la population s'est transformée aussi rapidement que profondément. Notre objectif ici est plutôt de souligner la mutation qui s'est opérée

[49] Arrêté préfectoral N° 2013-05-16.

dans le territoire des Maures et la façon dont un brûlage dirigé (ou tout autre type de gestion du feu) s'inscrit forcément dans cette histoire locale. Dans les Maures, la pratique du brûlage dirigé renvoie nécessairement à une « *querelle d'appropriation de la gestion du feu* » avec d'un côté, des experts justifiant leur rôle exclusif par la perte du savoir-faire des « anciens » et d'un autre côté, des locaux (notamment les plus investis dans la forêt) qui accusent ces experts de donner le coup de grâce à la culture du feu autrefois centrale dans la société forestière maurenque :

> *« Le Var a perdu la culture du brûlage dirigé. Dans les Maures, ça s'est perdu lorsque les activités en forêt ont été abandonnées. Aujourd'hui, la pratique du brûlage dirigé est très localisée, principalement dans la forêt du Dom*[50]*. La population voit ces brûlages de très mauvais yeux. Autrefois, on avait des gens qui savaient ; aujourd'hui on a des gens qui croient savoir… Ce sont des gens qui ont oublié la pratique telle qu'elle était réalisée par les aïeuls ».* (Capitaine SDIS)

> *« Les gens du massif critiquent les experts qui pratiquent le brûlage dirigé car eux ne sont plus capables de le faire... Aujourd'hui encore, quelques vieux font le petit feu en hiver, quand ils entretiennent leurs parcelles de châtaigniers, mais ils le font plus par nostalgie que par praticité ».* (Chargé de PIDAF)

> *« Aujourd'hui, le moindre écobuage est criminalisé. On appelle tout de suite les pompiers ! Nous, on brûle tous les hivers sous les châtaigniers. On sait ce qu'on fait, on connaît le feu. C'est vrai qu'il y a de moins en moins de vieux qui maîtrisent le feu, mais on pourrait former les gens à manier le feu, on pourrait les entraîner en hiver »* (Propriétaire forestier)

> *« Avec la sur-réglementation et la criminalisation du feu que nous avons aujourd'hui, plus personne n'ose faire un feu, même s'il en a les moyens… Il y a une querelle d'appropriation de la gestion du feu ».* (Chargé de PIDAF)

Le cadre imposé par Kaval et al. (2007) dans leur exercice d'évaluation monétaire assigne aux participants un rôle de « consommateurs de sécurité », un rôle passif qui se limite dans les faits à la rémunération des services fournis par des experts s'accaparant, eux, la gestion du feu. Cette façon de faire assimile donc le brûlage dirigé à un bien ou un service quelconque produit par un producteur (les experts) et éventuellement consommé des consommateurs divers (habitants, propriétaires forestiers, etc.). Il ne s'agit pas là d'une structuration anodine du problème, mais bien au contraire de l'imposition d'une narrative particulière. Certes, l'évolution de la gestion du feu dans les Maures s'est imposée par la force des choses et notamment par la disparition progressive d'une grande partie des travailleurs de la forêt et par les transformations que celle-ci a connues (extension de la surface arborée, densification du milieu, etc.). Cependant, diverses catégories d'acteurs dénoncent encore aujourd'hui explicitement cette « *confiscation* » du feu et s'opposent avec plus ou moins de véhémence à la « *dépossession* » d'un savoir-faire qui leur appartenait traditionnellement, qui constituait l'identité locale du massif et qui appartient désormais à un groupe restreint d'ingénieurs et de sapeurs-pompiers (voir chapitre 5). Le choix de gérer le feu par l'intervention d'experts techniques (au lieu de réimplanter par exemple des activités forestières telles que le pâturage ou la production de liège), ne peut que perpétuer l'évolution déjà évoquée : en effet, plus la société locale sera cantonnée à un rôle passif dans la gestion du feu, plus elle se sentira à l'aise dans cette relation d'assistance et plus elle tendra à valoriser les programmes de protection implémentés par les

[50] Forêt domaniale occupant la chaîne méridionale du massif.

experts[51]. Dans ce sens, et comme le rappellent entre autres Vélez-Muñoz (2009 : 21-24) ou Aguilar & Montiel (2011 : 634), ce n'est pas un hasard si la plupart des conflits autour du feu dans la région méditerranéenne opposent la population rurale traditionnelle et l'administration.

D'autre part, on ne voit pas comment considérer un programme de brûlage dirigé sans tenir compte de l'acteur qui le réalise (SDIS, Sapeurs-Forestiers, responsables de PIDAF, éleveurs, etc.) et des relations que cet acteur entretient avec les autres parties impliquées (propriétaires forestiers, associations de protection de l'environnement, etc.). Comme cela a été noté par de nombreux sociologues du feu, la confiance placée dans le gestionnaire du risque joue un rôle central dans la perception du programme de protection en question, dans son acceptabilité et dans son impact réel sur le terrain (Schindler et al. 2002 : 20 ; Liljeblad & Borrie 2006 : 39 ; Knotek 2006 : 24 ; Vaske et al. 2007 : 229 ; Cvetkovich & Winter 2008 : 18 ; Toman et al. 2011 : 348 ; etc.). Les préférences vis-à-vis de ce genre de programmes dépendent donc largement de tous ces éléments socio-politiques (Absher et al. 2009 ; Varela et al. 2014 ; etc.). Ce constat s'avère particulièrement pertinent vis-à-vis des brûlages dirigés, dont le risque principal est qu'ils échappent au contrôle des gestionnaires en impactant éventuellement le milieu naturel et les infrastructures existantes. Il n'est donc pas surprenant que ce type de programme soit particulièrement contesté dans les régions où, par le passé, des brûlages dirigés sont devenus de vrais incendies (Brunson & Evans 2005) ou dans lesquelles le gestionnaire du risque « feu de forêt » est globalement contesté par la population (Winter et al. 2004 : 13). Nous expliquons par ailleurs les problèmes de méfiance auxquels le SDIS du Var doit faire face dans le territoire des Maures, ainsi que les conflits de légitimité existants entre les différents acteurs susceptibles d'assumer la réalisation de ce type de programme (voir chapitre 5).

En outre, un programme de brûlage dirigé est nécessairement imbriqué dans un système règlementaire stipulant qui peut gérer le feu, qui est exclu de cette gestion et quelles sont les prérogatives et les responsabilités de chacun des acteurs (interdiction ou pas de pratiquer le « petit feu » ; interdiction ou pas de réaliser des « feux tactiques » ; définition du niveau de participation des acteurs dans la conception et la réalisation des programmes DFCI ; institution de servitudes en forêt ; etc.). Or, dans le Var, comme dans de nombreux autres départements français ou dans d'autres pays, le gestionnaire du risque joue un rôle prépondérant dans la production de toute cette masse normative, influençant ici encore les préférences des individus vis-à-vis du feu et de sa gestion...

A la vue de ces arguments, il semble pertinent de se questionner sur le sens des CAP exprimés par les participants à une MEC vis-à-vis de tel ou tel autre programme de protection… Ces montants ne reflèteraient pas tant une valeur essentielle et exclusive au programme en question, que l'importance d'enjeux divers composant un paysage institutionnel complexe.

… L'importance du lien social

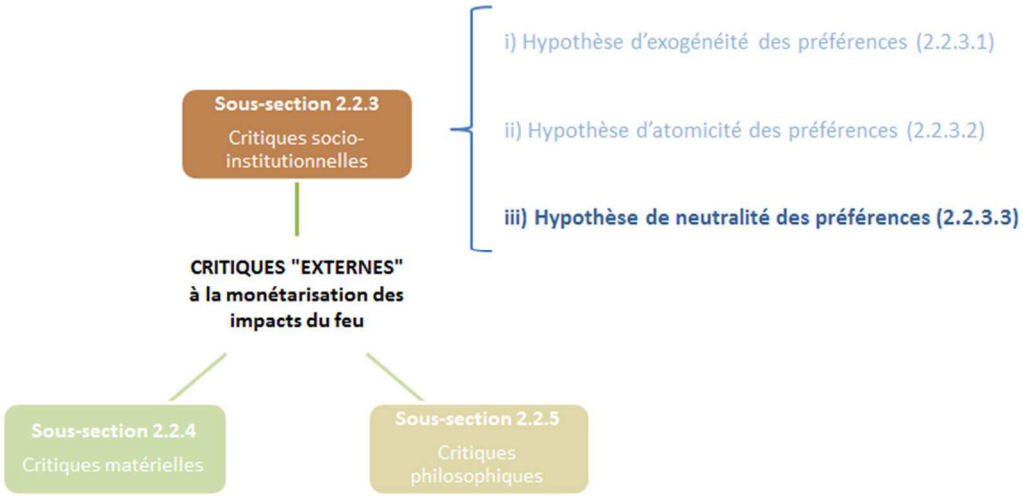
L'évaluation monétaire des enjeux environnementaux ignore non seulement le contexte socio-institutionnel, mais aussi le lien social lui-même, c'est à dire, les interactions existantes entre les acteurs et les effets que cette coexistence quotidienne, plus ou moins paisible ou conflictuelle, peut

[51] Il ne s'agit pas là d'une caractéristique unique au feu, mais plutôt un phénomène social qui incombe tous les risques naturels et toutes les régions du globe (Holmes et al. 2007 : 146). Ce processus de rétro-alimentation est d'autant plus fort que le gestionnaire du risque « feu de forêt » joue le plus souvent un rôle central dans la communication et la sensibilisation du public, deux vecteurs centraux dans la formation des préférences des individus...

avoir sur leurs préférences. Car, rappelons-le, pour les économistes de l'environnement (et par extension, pour les économistes du feu) la société constitue un tout décomposable, un peu comme s'il n'y avait pas de réalité sociale, biologique ou physique autour des individus et que chacun était entièrement libre, autonome et autosuffisant, voire carrément « *autiste* » (Rist 2010 : 68). Une telle perspective ignore donc la nature hiérarchique des systèmes socio-écologiques (Gowdy & Mayumi 2001 : 231) et mésestime surtout le rôle central que peut jouer le lien social dans l'émergence de propriétés composant le système à évaluer (Funtowicz et al. 1997 : 86). Or, comme le soulignent divers auteurs, les valeurs attribuées aux enjeux environnementaux émergent et se cristallisent le plus souvent lorsqu'elles sont confrontées les unes avec les autres (Foster 1994 : 140 ; Holland et al. 1996 : 18 ; Jacobs 1997 : 221 ; O'Connor : 2006b : 21). Elles ne peuvent donc être découvertes qu'au fur et à mesure que les individus font leurs choix respectifs, les uns au contact des autres (Vatn & Bromley 1994 : 132 ; Vatn 2000 : 505, 2005a : 322). Elles ne devraient donc pas être conçues comme des « *inputs* » dans l'évaluation (comme cela est imposé dans le cadre analytique de l'Economie du feu), mais plutôt comme des « *outputs* » de celle-ci ! (Elster [1986] 1997 : 6)

2.2.3.3 : L'essence forcément politique de l'exercice d'évaluation (rapports de pouvoir et enjeux de distribution sous-jacents aux évaluations monétaires des enjeux exposés au feu).

Figure 2.9 : Mise en contexte de la sous-section 2.2.3.3



Source : auteur

Enfin, troisièmement, la monétarisation des impacts du feu sur le milieu forestier ignore systématiquement les enjeux de distribution entre les différents groupes sociaux concernés. Ces enjeux de distribution sont pourtant inhérents à toute évaluation monétaire de la nature : celle-ci impose en effet d'assimiler le milieu naturel à un bien marchand et cette assimilation ne peut être réalisée sans opérer par la même occasion une attribution des droits de propriétés à certains des acteurs impliqués dans l'évaluation (O'Connor 1993 : 13 ; Spash & Hanley 1993 : 122 ; Vatn & Bromley 1994 : 137 ; Martínez-Alier 1995 : 520 ; O'Connor & Martínez-Alier 1998 : 34 ; O'Neill & Walsh 2000 : 286 ; Vatn 2005a : 312 ; O'Neill et al. 2008 : 49 ; etc.).

Cette critique va bien au-delà des seules MEC ou de l'Economie du feu et peut s'adresser au cœur même de l'analyse économique de l'environnement. Dans ce sens, et comme le sulignent Bromley (1985 : 785) ou O'Connor (1997 : 156), la détermination d'une solution optimale dans le cadre du modèle d'équilibre général dépend directement de l'allocation initiale des droits de propriété, de telle sorte que la « *tension efficience-équité* » est forcément intrinsèque à la recherche d'efficience et non pas indépendante de celle-ci comme le prétendent certains économistes orthodoxes[52]. Il y a donc autant de marchés et de solutions optimales que de structures de droits envisageables (Schmid 2002 : 134), sans qu'il soit possible de discerner la meilleure option parmi tous ces états à partir du seul critère d'efficience parétienne. Dans le jargon économique on pourrait dire que ces états ne sont pas *Pareto-comparables* (Bromley 1990 : 92 ; Calabresi 1991 : 1217 ; Paavola 2002 : 96). En bref, et dans les termes de Martínez-Alier et al. (1999 : 43), « *toute affirmation sur l'efficience d'une politique doit être lue comme suit : 'étant donné la distribution des droits de propriétés, voici la politique la plus efficiente'* ».

Dans cette sous-section 2.2.3.3, nous démontrerons la pertinence de cette critique vis-à-vis des préférences déclarées dans le cadre des marchés hypothétiques (MEC) imaginés par les économistes du feu.

Le point central dans notre argumentation est le suivant : le choix du consentement (CAP ou CAR) sur lequel s'appuie toute MEC implique de fait la création d'un marché, certes contingent, mais un marché tout de même. Ce marché exige par définition l'identification d'un acheteur (un individu qui paie une certaine somme d'argent pour se procurer un bien ou un service) et d'un vendeur (un deuxième sujet qui fournit le service ou le bien en question et qui reçoit ladite somme d'argent en compensation). Or, cette distribution des rôles, essentielle dans tout échange marchand, ne peut se faire sans allouer par la même occasion des droits de propriétés, des obligations et des prérogatives vis-à-vis du bien ou du service marchandé (Sunstein 1993 : 12). Des « *choix* » ou « *sacrifices moraux* » sont donc inévitables (Samuels 1981 : 35 ; Schmid 1994 : 36 ; O'Connor 2002 : 182).

L'argument peut être illustré à travers un exemple très simple : si l'on demande par exemple aux habitants d'une commune ou d'un massif forestier leur consentement à payer (CAP) pour bénéficier d'une augmentation du niveau de protection contre le feu, l'analyste sous-entend alors que cette protection additionnelle[53] est un service payant pour les individus. Autrement dit, l'état « non-brûlé » des hectares de forêt protégés ne leur est pas dû : si ces individus veulent donc en bénéficier, ils doivent forcément débourser une certaine quantité d'argent (renonçant ainsi à l'achat d'autres biens et impliquant donc un coût d'opportunité positif). Dans ce cas de figure, il est légitime de se demander cependant pour quelles raisons l'analyste retient une telle structure des droits de

[52] La théorie économique du choix social prétend pouvoir séparer deux niveaux d'analyse distincts (O'Connor 2002 : 183) : un premier niveau « politique » étudierait la façon dont sont décidés les droits d'accès aux ressources ainsi que les droits d'usage de ces dernières (ce premier niveau implique des considérations normatives) ; un deuxième niveau « strictement économique » se focaliserait, lui, sur l'efficience dans la gestion des ressources (ce niveau est censé être positif). Comme l'ont remarqué plusieurs auteurs, cette dichotomie est discutable aussi bien théoriquement que pratiquement ; la distribution des droits de propriétés est inextricablement liée à la recherche d'efficience et de solutions Pareto-optimales (Bromley 1990 : 91 ; Martínez-Alier et al. 1999 : 43 ; O'Neill & Walsh 2000 : 286).

[53] Ces hectares « supplémentaires » peuvent correspondre aussi bien à des surfaces de forêt qui ont toujours brulé de façon répétitive et plus ou moins régulière (dans ce cas, on peut parler d'hectares supplémentaires stricto sensu), que d'hectares qui autrefois n'étaient pas parcourues par le feu mais qui le sont désormais suite à l'extension du phénomène.

propriétés, notamment vis-à-vis de ces propriétaires forestiers qui entretiennent à perte leur parcelles depuis des années, ou de ces éleveurs qui font paître leur troupeau pour « *quatre fois rien* », ou de ces autochtones ayant préféré ne pas vendre leur maison en forêt à des étrangers qui leur proposaient pourtant des sommes mirobolantes, ou encore de ces habitants débroussaillant leur propriété bien au-delà de l'Obligation Légale de Débroussaillement (OLD). L'illustration devient encore plus parlante si l'on imagine par exemple, que seuls certains individus parmi l'ensemble des contribuables sont censés payer pour que le niveau de protection soit augmenté (il peut s'agir par exemple des habitants du bassin à risque en tant que bénéficiaires directs de la protection contre le feu, ou des habitants de l'IFH dans la mesure où ces derniers accroissent le risque induit)[54,55]. La question qui se pose alors est : comment déterminer alors par de simples calculs « neutres » la partie de la population devant payer cette protection ?

Si au contraire l'analyste demande aux participants à cette évaluation combien ils sont disposés à recevoir (CAR) pour une réduction du niveau de protection, il sous-entend alors que les hectares en question sont un acquis, un droit qui correspond à ces personnes (par exemple, parce que le niveau minimum de protection que l'Etat doit assurer à ses citoyens n'est pas atteint, ou parce que l'Etat se considère en partie responsable du risque existant[56]). Dans ce deuxième cas de figure, si l'Etat veut diminuer la somme allouée à la protection contre le feu, il est donc obligé de dédommager les personnes concernées. Reste alors à définir le seuil de protection minimal retenu par l'Etat ou les arguments justifiant sa responsabilité et donc sa participation financière, tâche qui peut devenir très compliquée si l'on se cantonne, comme le veut l'Economie du feu, à des raisonnements purement algorithmiques…

Bref, comme nous pouvons le constater à travers ces exemples volontairement simplistes, le choix du consentement et l'identification des sujets marchands est indissociable d'un arbitrage d'ordre politique entre les différents acteurs et plus concrètement, entre les perspectives de ces derniers vis-à-vis : (i) des groupes sociaux devant être compensés pour l'entretien du système socio-écologique concerné ; (ii) des autres groupes sociaux devant payer pour l'usage ou la satisfaction tirée du système en question (O'Neill 2001b : 1868). Il n'est donc pas surprenant que les CAP exprimés par les participants à une MEC puissent se référer davantage à la distribution des droits de propriétés dont il est question qu'à l'intensité d'une préférence de consommation (Vadnjal & O'Connor 1994 : 377).

Pourtant, selon la théorie économique, le choix du consentement devrait pouvoir être basé sur des critères entièrement objectifs. Comme le note Bromley (1995 : 132), si l'on applique logiquement le raisonnement économique, le CAP devrait être préféré lorsqu'il s'agit d'évaluer une amélioration environnementale, tandis que le CAR devrait, lui, être choisi lorsqu'il s'agit de monétariser la dégradation d'un enjeu environnemental. Dans la réalité, cependant, l'analyste fait face à des ambigüités qui rendent ces critères de choix non opérationnels (Brown & Gregory 1999 : 329).

[54] Certains auteurs comme Occhiminuti (1999 : 128) proposent la création d'une taxe spécifique imposée aux propriétaires de biens immobiliers situés dans cette interface et destinée à la protection contre le feu.

[55] Il s'agit là d'une revendication que nous avons entendue chez certains acteurs que nous avons rencontrés sur le terrain et à laquelle les habitants de la forêt s'opposent frontalement (ces derniers estiment protéger la forêt de par leur présence dans la colline. La plupart d'entre eux ne considère pas nécessaire l'intervention du SDIS pour assurer la protection de leur maison).

[56] Aux Etats-Unis, certains auteurs soulignent que la politique de suppression systématique du feu menée pendant plusieurs décennies a augmenté le risque de très grands incendies de forêt et donc la probabilité d'endommager les parcelles forestières privées (Kline 2004 : 16 ; Collins 2008a : 37).

Encore un fois, le feu illustre à la perfection cette idée, puisqu'un même programme de protection peut être perçu par les uns comme un facteur d'amélioration environnementale et par les autres, comme un facteur de dégradation du milieu forestier. Dans les Maures, par exemple, certains acteurs locaux voient les coupures de combustible comme des parades efficaces face à l'aléa « feu de forêt », leur associent un intérêt récréatif et leur attribuent par ailleurs un impact positif sur la faune et la flore (voir chapitre 5). D'autres acteurs voient au contraire en ces coupures un impact environnemental clairement négatif (techniques de broyage et de débroussaillement jugées excessives, populations de tortues d'Hermann décimées par les débroussaillements, etc.), une pression anthropique encore plus importante sur la forêt (souvent à travers des activités particulièrement nuisibles comme par exemple les motos ou les quads[57]) et surtout, un coût d'opportunité très élevé (les fonds destinés à ces coupures ne pouvant pas être investis dans d'autres programmes de protection). Face à une telle ambiguïté sociétale, quel type de consentement doit être considéré le plus pertinent ? Le CAR ? Le CAP ? Sur quelle justification[58] ?

Ce genre de question s'avère d'autant plus pertinente que les arbitrages opérés à ce sujet par l'analyste sont irrévocables et non questionnables une fois lancé le processus d'évaluation. Les MEC ignorent en effet systématiquement d'éventuelles contestations de la part des différents acteurs par rapport à ces choix pourtant principalement politiques (Spash 2008a : 39). Or, comme il a été souligné par nombre d'auteurs, ces contestations et les conflits existant autour des droits de propriété constituent un trait caractéristique de la gestion des systèmes socio-écologiques (et ce, que ce soit du fait de la rareté des ressources en question ou des interdépendances sociales et des usages incompatibles dont ils font l'objet) (O'Connor 1993 : 27 ; Adger & Luttrell 2000 : 78 ; O'Neill & Spash 2000 : 527 ; Muradian & Martínez-Alier 2001 : 294 ; Paavola 2004 : 63 ; Vatn 2005a : 313 ; Carpenter & Folke 2006 : 310 ; etc.). Dans le domaine du feu, ces enjeux de distribution et les conflits existant autour de ces derniers sont soulignés par divers auteurs, aussi bien à travers un raisonnement théorique (Kline 2004 : 15) qu'empirique (Roberts 2013 : 71 ; González-Hidalgo et al. 2014 ; etc.).

Afin de mieux comprendre et éventuellement mieux gérer ce genre de conflits, il est donc nécessaire de rendre explicites les asymétries de pouvoir dissimulées derrière les évaluations monétaires appliquées par les économistes du feu[59], par exemple, à travers une analyse d'ordre socio-politique clairement focalisée sur « *toutes les asymétries ou inégalités sociales, spatiales et temporelles relatives à l'usage des ressources et des services environnementaux* », autrement dit, à travers une étude de la « *distribution écologique* » (O'Connor & Martínez-Alier 1998 : 36). Ce concept, central dans le courant de l'Economie Ecologique, propose d'aller au-delà du silence imposé par les MEC et

[57] Ces activités sont en principe interdites sur les coupures DFCI. Dans les faits cependant, leur pratique est difficilement contrôlée de façon systématique.

[58] La justification du choix du consentement à travers la dichotomie « amélioration/dégradation » présente un deuxième problème majeur : son ambivalence selon le point de départ considéré. Supposons que l'Etat décide de réduire le niveau de protection contre le feu de X_1 à X_2 hectares épargnés (avec $X_1 > X_2$). Dans ce cas de figure, l'économiste devrait logiquement chercher à estimer le CAR pour cette réduction de protection. Supposons dans un deuxième temps que l'Etat revient en arrière et qu'il décide de fournir à nouveau le niveau de protection initial (X_1). Dans ce cas, l'économiste devrait chercher à estimer le CAP pour cet incrément de protection. L'objet évalué dans ces deux cas de figure est le même : il s'agit exactement des mêmes hectares de forêt. Et pourtant, les estimations faites risquent d'être très différentes l'une de l'autre (il est raisonnable de penser que le CAR sera deux à quatre fois supérieur au CAP (Knetsch 2007 : 685)).

[59] Lorsque cette explicitation est absente, l'évaluation peu exacerber les conflits existants et accroître la méfiance de la population vis-à-vis des évaluateurs, des gestionnaires et des décideurs.

de chercher des réponses aux questions suivantes : « *Quelle est la distribution des bénéfices tirés des modèles actuels d'exploitation des ressources ? Qui subit les conséquences non désirées de cette exploitation ? Quels groupes sociaux se bénéficient le plus (et quels autres souffrent le plus) suite à cette dégradation environnementale ? Comment ces bénéfices et ces préjudices sont-ils distribués socialement, spatialement et temporellement ? Comment ces asymétries sont-elles évaluées* ? » (ibidem)[60]. Comme nous allons le voir, ces questions largement ignorées par les économistes du feu s'avèrent centrales dans la problématique des incendies de forêt. Leur considération exige cependant d'aller au-delà des frontières théoriques marquées par l'Economie du feu et de trouver des cadres analytiques et des outils pertinents dans des courants plus hétérodoxes ou des disciplines autres que l'Economie.

Dans le domaine des risques « naturels » par exemple, le courant de l'Ecologie Politique analyse les mécanismes à travers lesquels les sociétés (re)distribuent, exportent ou concentrent le risque entre les individus, les groupes sociaux, les territoires et les écosystèmes (Moser 1998 ; Kasperson et al. 2001 ; Cutter 2003 ; etc.). Ce courant propose notamment le concept de « *marginalisation* », utilisé majoritairement -mais pas uniquement- dans les pays du Sud, et décrivant les différents processus à travers lesquels les inégalités sociales et économiques poussent les groupes sociaux les moins favorisés à s'installer dans les territoires les plus dégradés d'un point de vue environnemental et les plus exposés aux différents aléas naturels (Susman et al. 1983 : 277 ; Robbins 2004 : 96)[61]. Comme on peut le constater, les concepts de « *distribution écologique* » et de « *marginalisation* » sont extrêmement proches l'un de l'autre[62]. Tous les deux invitent à se demander quels acteurs bénéficient le plus des programmes de protection appliqués sur le terrain ; quels groupes supportent la charge financière de cette gestion du feu ; comment la vulnérabilité au feu est-elle répartie entre les différents acteurs ; etc. Ces questions permettent toutes d'éclaircir des conflits de fond autour du phénomène du feu et dévoilent parfois des constats contre-intuitifs voire même surprenants…

Car, contrairement à ce que laissent présager les concepts ci-dessus évoqués, dans le cas des incendies de forêt ce sont les groupes les plus riches qui s'installent « volontairement » dans les zones les plus exposées à l'aléa pour ainsi pouvoir bénéficier d'un cadre de vie particulièrement valorisé en termes de paysage, de microclimat ou d'accès à des loisirs en forêt (Cortner et al. 1990 : 60 ; Dombeck et al. 2004 : 887 ; Kline 2004 : 15 ; McCaffrey & Kumagai 2007 : 23 ; Donovan & Brown 2007 : 77 ; Weisshaupt et al. 2007 : 178 ; etc.). Très souvent d'ailleurs, les maisons situées à l'intérieur du périmètre des très grands feux ou à proximité de celui-ci sont précisément celles dont le prix de marché est le plus élevé avant la survenance du feu (Stetler et al. 2010 : 2238). Fortement exposés à l'aléa, ces habitants généralement aisés ne sont pas pour autant les plus vulnérables au feu (Rodrigue 1993 : 37). Leurs moyens financiers (particulièrement importants) leur permettent en effet de contracter des assurances couvrant la totalité des dommages envisageables et/ou de reconstruire très rapidement leurs habitations endommagées (en cas de sinistre non couvert). Par ailleurs, la

[60] Traduit par l'auteur.

[61] Ce point de vue est proche de la « thèse de la vulnérabilité » développée dans la sociologie du risque et selon laquelle la plupart des risques naturels sont le résultat d'inégalités structurelles poussant les groupes sociaux les moins puissants dans des zones marginales où ils sont obligés de surexploiter les ressources naturelles pour pouvoir subvenir à leurs besoins, réduisant ainsi la résilience du système en question et augmentant la fréquence et l'intensité des aléas (O'Riordan 1986 : 280 ; Mitchell [1989] 1993 : 197 ; etc.).

[62] Cette proximité conceptuelle illustre les nombreux points de connexion entre l'Ecologie Politique et l'Economie Ecologique (notamment les économistes écologiques s'intéressant à l'étude des conflits socio-écologiques).

protection que l'Etat fournit à ces habitants en matière de prévention (débroussaillements mécaniques, brûlages dirigés, etc.) et de lutte contre le feu (moyens aériens, brigades, etc.)[63] s'avère en règle générale très efficace, de telle sorte que les dommages sont relativement peu importants. La protection financée par l'ensemble des contribuables permet donc à ces habitants généralement aisés de bénéficier privativement des fonctions de la forêt sans vraiment subir l'aléa, entraînant ainsi un phénomène de « *diffusion sociale et spatiale de la vulnérabilité* » (Rodrigue 1993 : 37)[64].

Ainsi donc, si la considération des enjeux de (re)distribution et la clarification des droits de propriétés semble incontournable dans l'étude de la problématique du feu, la logique propre à ce phénomène semble cependant être l'inverse de celle si souvent identifiée par l'Ecologie Politique dans l'analyse des risques « naturels » (notamment dans les pays du Sud). Le concept de « *marginalisation* » semble en effet mal adapté pour expliquer la réalité spécifique au feu. Pour remédier à cela, Collins (2008a : 22) propose le concept de « *facilitation* », antithèse du phénomène de « *marginalisation* » et recouvrant « *tous les arrangements socio-institutionnels à travers lesquels les groupes sociaux les plus puissants sont protégés dans l'exploitation privative de fonctions environnementales dans des zones particulièrement exposées aux aléas, engendrant de ce fait des conséquences négatives d'un point de vue social et écologique* »[65,66]. En considérant en parallèle ces deux concepts de « *marginalisation* » et de « *facilitation* » pour l'Etat de l'Arizona (Etats-Unis), Collins démontre comment le passage d'une économie locale d'extraction à un modèle de développement basé principalement sur le tourisme s'est accompagné de mesures de protection permettant aux élites locales d'externaliser le risque et de les transférer aussi bien sur le milieu forestier[67] que sur les groupes les plus défavorisés[68] (Collins 2008a ; 2008b).

De façon analogue au processus décrit par Collins (2008a) pour l'Arizona, le territoire des Maures est lui aussi passé en l'espace de quelques décennies d'une économie locale fondée sur les activités agricole et forestière à un modèle majoritairement tertiaire dans lequel le tourisme balnéaire occupe une place prépondérante (voir chapitre 8). Parallèlement à cette mutation économique, la population maurenque s'est elle aussi profondément transformée, accueillant de plus en plus de

[63] Rodrigue (1993) analyse cette problématique par rapport à l'Interface Forêt-Habitat (IFH) dans le maquis de Santa Monica (Californie, Etats-Unis). En France, Napoleone et al. (2002 : 94) parviennent à des conclusions semblables en réalisant une analyse assez différente d'un point de vue méthodologique. Selon ces auteurs, les habitants des Bouches du Rhône exposés à l'aléa « feux de forêt » anticipent la protection de leurs biens par les moyens d'intervention. Les auteurs constatent que le degré d'exposition au feu de ces habitations n'a aucune incidence sur les prix de marché (les propriétaires immobiliers n'ont aucune raison de penser que leurs biens puissent être affectés). Les budgets publics alloués à la DFCI seraient ainsi en partie captés par les propriétaires immobiliers...

[64] Le corolaire immédiat de cette diffusion de la vulnérabilité est un coût d'opportunité inhérent à l'allocation de ressources publiques à la protection contre le feu.

[65] Pour Collins (2008a : 22), le fait de vivre dans des zones fortement exposées au feu mais très valorisées par ailleurs ne constitue pas une décision volontaire (comme cela est sous-entendu dans les travaux de Rodrigue (1993) ou de Donovan & Brown (2007)), mais plutôt un choix « *facilité* » par un contexte institutionnel particulier.

[66] Traduit par l'auteur.

[67] Collins (2008a) considère que la suppression systématique du feu menée dans les forêts de l'Arizona a perturbé le régime des feux en accroissant notamment l'occurrence de très grands incendies, dont l'impact sur le milieu est particulièrement sévère.

[68] La vulnérabilité au feu des plus pauvres s'accroît d'un côté, par la survenance de GIF suite à la transformation du régime du feu liée à la politique de suppression systématique menée par l'Etat ; et d'un autre côté, par leurs moyens financiers limités, leur empêchant de réduire convenablement leur exposition à cet aléa.

résidents secondaires et de rurbains majoritairement aisés bénéficiant d'une protection collective face au feu jugée des plus performantes du continent. Dans les Maures, ce processus de « *facilitation* » s'est opéré en deux temps : premièrement, ont été attribués aux allochtones des droits exclusifs de propriété sur le milieu forestier (sous la forme de permis de construire), notamment sur des zones particulièrement exposées à l'aléa. Deuxièmement, les collectivités territoriales ont protégé et protègent toujours ces habitations avec une efficacité remarquable, mobilisant pour cela des budgets très importants (voir chapitre 3).

L'usage « privatif » de la forêt dont bénéficie cette nouvelle population des Maures découle donc en grande partie de la politique de laissez-faire qui a caractérisé les choix d'aménagement réalisés pendant la deuxième moitié du XXe siècle. Pendant ces années, en effet, le nombre d'habitations en forêt s'est multiplié dans l'ensemble du massif, d'abord dans les communes du littoral où la pression foncière et la consommation de terrains destinés à l'urbanisation ont littéralement explosé dès les années 1950, puis dans les communes de l'intérieur du massif, où le phénomène du mitage a pris de plus en plus d'ampleur. Ce processus de colonisation foncière du massif[69] a été propulsé par divers facteurs parmi lesquels nous pouvons souligner : (i) l'engouement suscité ces dernières décennies par l'habitat dispersé en forêt chez une demande urbaine particulièrement solvable ; (ii) la manne financière que représentaient -et représentent encore- les projets urbanistiques dans des communes aux budgets très limités et alimentés essentiellement par la fiscalité sur le foncier bâti ; (iii) les caractéristiques des structures foncières traditionnelles autochtones (il existe en effet une trame très dense et variée d'habitat ancien en forêt dans les Maures[70]).

Une fois opéré ce premier processus d'appropriation foncière allochtone sur des zones manifestement enclines à brulées, l'enjeu principal pour les autorités locales a été celui d'assurer l'exploitation privative pour laquelle ces propriétaires immobiliers avaient payé au moment de leur achat (une façon aussi de rassurer d'éventuels futurs acheteurs…). La deuxième phase du processus de « *facilitation* » s'est donc imposée presque de bon sens : la protection des personnes, puis celle des habitations et des infrastructures, sont devenues logiquement les priorités absolues dans la lutte contre le feu, et ce, au détriment de la forêt[71]. Le phénomène du feu a ainsi glissé progressivement du domaine forestier à celui de la sécurité civile[72].

---

[69] En 2003, lors des derniers GIF, l'habitat résidentiel en forêt occupait 5673 ha sur l'ensemble du territoire des Maures, soit plus de la moitié de la superficie de la ville de Paris, une superficie morcelée cependant en une infinité de maisons individuelles, la majorité très fortement exposés au feu.

[70] Voir : Daligaux (1996 : 27-36).

[71] Conformément au Guide Départemental des Equipements DFCI de 2013 (qui actualise le Guide précédent de 2004, approuvé par l'Arrêté préfectoral n°001191), « *les actions des services chargés de la lutte sont par ordre de priorité :* (i) *la mise en sécurité des personnes qui ne peuvent se mettre à l'abri dans des constructions en maçonnerie (campeurs notamment) ;* (ii) *l'arrêt du front de feu lorsque les conditions de sécurité, entre autres, sont remplies ;* (iii) *la protection des habitations ;* (iv) *le cloisonnement des flancs (jalonnement) ;* (v) *la fixation de l'arrière ; et* (vi) *l'extinction généralisée par noyage des lisières* ». Dans les faits et comme le révèlent les témoignages recueillis sur le terrain, en cas de GIF la protection des habitations passe le plus souvent devant l'arrêt du front.

[72] Contrairement à ce observé par Collins (2008a ; 2008b) dans l'Arizona, le processus de « *facilitation* » dans les Maures ne s'est pas accompagné d'un phénomène de « *marginalisation* » à travers lequel l'aléa aurait été transféré aux groupes les moins favorisés. Ceux-ci ont certes été déplacés par la pression foncière vers le nord du massif, de plus en plus loin du littoral, mais ils ne sont pas pour autant plus exposés à l'aléa « feux de forêt » (ces groupes sociaux sont le plus souvent installés dans les noyaux urbains des communes de la plaine ou autour de celles-ci dans des emplacements relativement peu boisés).

Le phénomène de « *facilitation* » observé dans les Maures comprend donc les deux vecteurs évoqués par Collins (2008a : 22), à savoir, le vecteur social et le vecteur écologique. En ce qui concerne le premier de ces deux vecteurs, la protection des « plus aisés » se fait en effet au détriment des « plus pauvres », dans le sens où ceux-ci sont contraints de participer au financement collectif de la protection des maisons des plus riches (par le biais des impôts, bien-sûr, mais aussi du fait des coûts d'opportunité liés aux budgets DFCI)[73]. Certains acteurs locaux parlent même d'une « *double peine* » : déplacés d'abord du territoire par une population foraine dont le pouvoir d'achat est beaucoup plus important que le leur, ils sont ensuite contraints à financer, en tant que contribuables, la protection contre le feu de cette nouvelle population[74]. D'un point de vue discursif, les critiques des acteurs à cet égard se basent sur trois arguments complémentaires :

(i) la « *responsabilité* » que doivent assumer ces nouveaux propriétaires ayant investi librement dans une zone clairement soumise à risque ;
(ii) le comportement stratégique des habitants en forêt, ayant « *anticipé* » la collectivisation des coûts de protection ;
(iii) le « *pouvoir d'achat très élevé* » de la plupart de ces propriétaires, pourtant protégés par la collectivité.

Le premier de ces arguments a donc trait à la responsabilité que doivent assumer (selon certains acteurs) les propriétaires ayant choisi d'acheter une maison dans une forêt encline à brûler :

> *« Ecoutez, moi je connais le risque d'incendie et je n'habite pas dans la colline, j'habite au milieu du village, comme ça je ne crains rien ! Il y a beaucoup d'hypocrisie sur ce sujet… !* (Responsable de PIDAF).

> *« Les anciens n'avaient pas des maisons dans la forêt, ils avaient des lieux de vie dans des hameaux, bien souvent autour de champs, de vignes et d'arbres fruitiers. Quand le feu arrivait, il y avait très peu de chances qu'il touche la maison. Aujourd'hui, les gens veulent habiter en pleine forêt et en cas d'incendie ils exigent qu'il y ait un camion pour les protéger… »* (Association de protection de la nature).

Le deuxième argument fait référence au comportement stratégique des habitants en forêt et plus concrètement, à l'anticipation que ces derniers font de la socialisation des coûts de protection contre le feu. Le travail de Napoleone et al. (2002) pour les Bouches-du-Rhône illustre bien cette idée (voir sous-section 1.3.4.3 dans le chapitre précédent).

Enfin, le troisième argument identifié sur le terrain souligne le caractère particulièrement inéquitable du financement collectif de cette population très aisée :

---

[73] Il s'agit là d'une vision des choses critiquable et critiquée de fait par une partie des acteurs, notamment les habitants de la forêt, qui réfutent leur rôle de bénéficiaires directs de cette protection.

[74] Comme nous aurons l'occasion de l'expliquer en détail dans la 3ème partie de ce chapitre, la protection contre le feu est aujourd'hui entièrement financée par la collectivité (que ce soit l'UE, l'Etat, la Région, le Département ou les Communes). Longtemps, cette protection a été fournie sans qu'aucune contrepartie ou obligation particulière ne soit exigée aux habitants de la forêt. La situation a un peu changé depuis les GIF de 2003, puisque la plupart des Mairies contrôlent aujourd'hui le respect par ces habitants de l'obligation légale de débroussaillement autour des habitations (l'Arrêté Préfectoral n°322 du 20 avril 2011 prévoit des sanctions en cas de non-respect).

« Le feu n'est pas un problème en soi, le problème survient quand on construit des villas dans les couloirs de feu, des villas qui appartiennent à des gens beaucoup plus riches que vous et que moi, et que nous protégeons avec des camions et des canadairs financés par nous tous… » (Responsable communal en matière d'Urbanisme et Développement Durable).

Parmi les propriétaires des biens immobiliers situés dans la forêt des Maures, on trouve en effet certains des plus grands magnats de la planète, des hommes politiques de renom, des membres de plusieurs familles royales européennes et de nombreuses célébrités du cinéma, de la musique ou du sport[75]. Depuis plusieurs décennies maintenant, le golfe de Saint-Tropez attire en effet une demande internationale particulièrement riche. La pression foncière provoquée par ce phénomène pousse les jeunes locaux et les travailleurs de la forêt (éleveurs, maraîchers, sylviculteurs, etc.) soit à « *s'expatrier* » dans la « *périphérie* » du massif, devenue une sorte de banlieue forestière ou de zone « sub-sylvestre » (en référence aux zones suburbaines), soit à « *s'entasser* » dans des appartements exigus, soit encore à loger dans des habitations précaires situées au cœur du massif (faute de logements accessibles, plusieurs éleveurs des Maures habitent en effet des mobil-homes devenus des habitations plus ou moins pérennes). L'opulence extrême des uns côtoie donc la « *galère* » des autres. Dans ce panorama dichotome, la notoriété et le comportement ostentatoire d'une partie de la nouvelle population maurenque constitue une violence symbolique qui renforce les critiques à l'égard de la protection que la collectivité assure à ces maisons en forêt :

« A la limite, si ces maisons crament, tant mieux ! (…) Moi, personnellement, je ne vais pas les plaindre, la plupart de ces maisons sont des résidences secondaires qui appartiennent à des gens extrêmement riches » (Association de protection de la nature).

En ce qui concerne le vecteur écologique de ce processus de « *facilitation* », il est aussi dénoncé par un grand nombre d'acteurs locaux qui mettent l'accent notamment sur la priorisation systématiquement attribuée par les gestionnaires du risque à la protection des maisons et au détriment du milieu forestier (voir chapitre 5) :

« Les sapeurs-pompiers sont là pour protéger les maisons, pas pour défendre la forêt. Le colonel du SDIS, lui, n'en a rien à foutre de la forêt. Pour lui, il s'agit d'avoir zéro victime parmi la population. On est dans ce système là… » (Ingénieur forestier).

« Toutes les subventions DFCI sont données pour les travaux en forêt mais dans les faits, le SDIS n'agit que lorsque le feu s'approche des maisons… » (Responsable PIDAF).

« Quand les pompiers sont occupés à protéger ces villas, ils ne sont pas en train d'arrêter le feu dans la forêt… » (Eleveur).

Tous ces témoignages et les perspectives diverses qui se dégagent illustrent une idée centrale : la transformation de la problématique du feu d'abord en un simple acte de consommation (au moment de l'évaluation) puis en un calcul mathématique du niveau optimal de protection (introduction des valeurs monétaires ainsi obtenues dans le cadre théorique que constitue le modèle C+NVC) ne permet pas d'effacer son essence politique. Derrière la prétendue scientificité et objectivité de l'analyse économique, existent toujours des revendications politiques diverses et variées. En ignorant

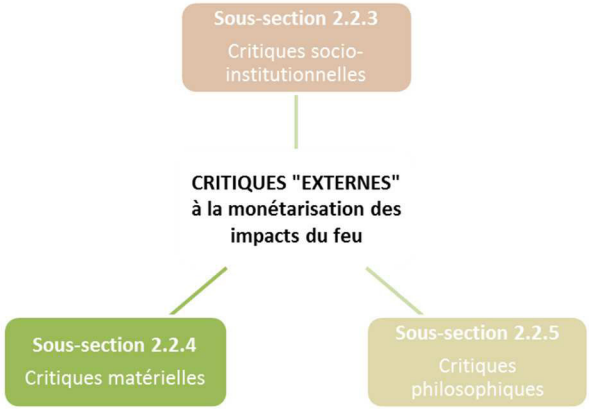
[75] Nous pouvons citer par exemple Roman Abramovitch, Georgio Armani, Ralph Schumacher, Brad Pitt, David Beckham, Vanessa Paradis, etc.

ces revendications, l'économiste du feu ne rend pas son analyse plus objective. Au contraire, il le rend plus opaque, puisqu'il choisit implicitement certaines revendications au détriment des autres.

En conclusion, le défi que pose la gestion du feu en termes d'évaluation n'est pas tant celui de trouver des estimations monétaires le plus correctes possibles pour chacun des enjeux exposés, mais plutôt de trouver collectivement ce qui mérite d'être valorisé et de définir ainsi un mode de coexistence sociétalement acceptable. A nouveau, les Approches Participatives MultiCritère (APMC) constituent un cadre évaluatif mieux adapté à ce genre d'objectifs de recherche.

2.2.4 Les critiques matérielles

Figure 2.10 : Les critiques matérielles (2ème catégorie de critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu)



Source : auteur

Les critiques analysées dans la sous-section 2.2.3 se focalisaient principalement sur les préférences des individus et s'adressaient toutes à la prétendue objectivité et scientificité des valeurs monétaires proposées par les économistes du feu. Cette nouvelle sous-section englobe diverses critiques axées sur les caractéristiques matérielles de la forêt méditerranéenne et leur appréhension à travers le prisme économique standard. Plus concrètement, nous verrons que le processus de monétarisation qui caractérise l'Economie du feu est antinomique avec les particularités du milieu forestier et que l'assimilation de ce dernier à n'importe quel autre bien marchand est loin d'aller de soi ; elle constitue en fait une « *fiction* » théoriquement et pratiquement fallacieuse (Polanyi [1944] 1983 : 107)[76].

Nous analyserons deux étapes essentielles et particulièrement problématiques dans la monétarisation du milieu forestier : (i) le « *processus d'individualisation* » (ou processus de compartimentage) à travers lequel les éléments composant ce milieu sont séparés les uns des autres, identifiés et énumérés en tant qu'entités autonomes, distinctes et spécifiques ; et (ii) le « *processus d'abstraction* » (ou d'étiquetage) à travers lequel ces éléments à l'origine singuliers, sont standardisés et renvoyés à des catégories globales et homogènes dans le temps et dans l'espace. Ces deux processus, à l'origine proposés et décrits par Castree (2003) vis-à-vis du phénomène plus global de la marchandisation de la nature[77], justifient la structuration duale de cette sous-section 2.2.4 :

[76] Polanyi utilise le concept de « fiction marchande » (*commodity fiction*) pour décrire le processus historique d'incorporation de la terre dans l'institution du marché.

[77] Castree (2003) conçoit ces processus comme deux traits caractéristiques de la marchandisation de la nature, au même titre que l'aliénabilité, la privatisation, le déplacement et l'évaluation monétaire. Dans ce travail, nous considérons l'individualisation et l'abstraction comme deux conditions nécessaires à la monétarisation des systèmes socio-écologiques.

*Tableau 2.3 : **Critiques matérielles** adressées à l'évaluation monétaire du milieu forestier*

2.2.4.1 Les limites du processus d'individualisation

2.2.4.2 Les limites du processus d'abstraction

2.2.4.1 Les limites du processus d'individualisation (« individuation process »)

Le processus d'individualisation consiste à séparer figurativement et physiquement une entité spécifique du contexte auquel elle appartient, en lui attribuant un périmètre matériel et légal précis, de telle sorte qu'elle puisse être achetée, vendue et utilisée par des individus, des groupes ou des institutions eux aussi clairement identifiés (Castree 2003 : 280). L'individualisation consiste donc à « découper » la complexité du monde réel, de façon aussi bien pratique que discursive, dans le but de nommer et de valoriser une liste de fragments jugés utiles.

Dans le domaine de la gestion et de l'évaluation environnementale, ce processus d'individualisation se traduit par le compartimentage des systèmes socio-écologiques en plusieurs composantes. Celles-ci sont censées : (i) constituer des réalités ontologiques distinctes et (ii) posséder leurs propres spécificités qualitatives. Bien évidemment, un tel découpage comptable de la forêt méditerranéenne exige de concevoir celle-ci comme une entité parfaitement divisible en un nombre fini de propriétés par ailleurs entièrement identifiables. En termes d'évaluation, chacun de ces éléments est donc supposé avoir une valeur propre, indépendante et clairement distinguable par rapport au contexte dans lequel il émerge et se déploie (Holland 1996 : 7). Autrement, leur estimation monétaire s'avère tout simplement impossible (Vatn & Bromley 1994 : 137). Ces éléments peuvent être des « *fonctions environnementales* », des « *biens et services environnementaux* », ou encore des « *services éco-systémiques* » selon les domaines, les auteurs et les modes sémantiques employés.

Ainsi, par exemple, dans le cadre du projet international MEDFOREX (visant l'internalisation des externalités positives générées par la forêt méditerranéenne), Merlo & Croitoru (2005 : 22) proposent une fragmentation du système forestier en plusieurs « *biens et services* » qu'ils regroupent ensuite autour de cinq catégories de valeurs (voir tableau 2.4 sur la page suivante). Tel que l'illustre le tableau présenté ci-dessous, le processus d'individualisation implique de représenter les systèmes socio-écologiques (en l'occurrence, la forêt méditerranéenne) de la même façon qu'on dresse un bilan comptable : le système en question est décrit sous la forme d'un inventaire de *biens et services* juxtaposés les uns à côté des autres et éventuellement catégorisés selon les valeurs qui peuvent leur être associées (processus d'abstraction). La forêt méditerranéenne est ainsi décomposée en un *numerus clausus* d'éléments individuels dont la simple addition postérieure correspond au système initialement décomposé. Le parallélisme avec le principe de l'individualisme méthodologique appliqué aux préférences individuelles est frappant : l'économiste opère en effet de la même façon pour analyser un choix social ou un système socio-écologique (il décompose d'abord, il catégorise

ensuite, puis il agrège enfin les parties qu'il a identifiées et moulées selon son propre cadre théorique).

Tableau 2.4 : Compartimentage de la forêt méditerranéenne en plusieurs « biens et services forestiers » (projet MEDFOREX)

	Catégories de valeurs	Outputs positifs	Outputs négatifs
1. Valeurs d'usage	**1.1 Valeurs d'usage direct** (usages de consommation et de non consommation)	Bois, bois de feu, liège, résine, chasse, miel, plantes décoratives ou médicinales, pâturage, champignons, truffes, baies et fruits, récréation.	Dommages liés aux incendies, augmentation des risques d'érosion, d'avalanche et d'inondation liés à un mauvais entretien de la forêt, pollen et autres facteurs allergiques, perte d'opportunités de récréation liées à un mauvais entretien de la forêt et aux plantations intensives, pertes de biodiversité liées aux plantations intensives.
1. Valeurs d'usage	**1.2 Valeurs d'usage indirect** (services écologiques)	Protection des bassins versants, lutte contre l'érosion, prévention d'inondations et avalanches, qualité du paysage, régulation du microclimat, qualité et purification de l'eau, conservation des écosystèmes locaux.	
2. Valeurs d'option		Opportunité de loisirs, sources potentielles d'énergie et de matières premières, plantes médicinales non encore découvertes, biodiversité, etc.	
3. Valeurs de non-usage	**3.1 Valeurs de legs** (bénéfices futurs pour les générations futures)	Paysage, loisirs, disponibilité en matières premières, biodiversité, environnement, capacité de stockage de carbone, etc.	
3. Valeurs de non-usage	**3.2 Valeurs d'existence** (Connaissance de l'existence)	Biodiversité, habitats, espèces, conditions environnementales, etc.	

Source : adapté de Merlo & Croitoru (2005 : 22)

Ce compartimentage de la réalité socio-naturelle est loin de constituer un trait distinctif de la seule Economie du feu. Au contraire, il s'agit là d'une caractéristique globale de l'Economie Environnementale et du regard que celle-ci pose et propose vis-à-vis des systèmes socio-écologiques. Un regard qui, comme le remarque Vatn (2000 : 498), est largement influencé par la dichotomie « valeur d'usage/valeur de non-usage » et qui ignore par ailleurs l'analyse par fonctions (et non pas par biens) mise en avant dans d'autres disciplines. A ce propos, il est important de préciser que ce regard ne constitue pas tant un choix épistémologique qu'une opération méthodologique imposée de fait par un positionnement téléologique antérieur : c'est la quête de valeurs monétaires et de solutions optimales qui exige aux économistes de découper au scalpel la complexité de la réalité socio-naturelle. Cela n'aurait aucun sens en effet de vouloir attribuer une valeur monétaire à un bien dont les limites ne sont pas clairement définies (O'Neill 2001b : 1867). L'Economie Environnementale choisit donc logiquement et volontairement de compartimenter les systèmes socio-écologiques pour mieux les évaluer à travers le seul et unique étalon monétaire. Ce compartimentage matériel ne peut

donc être conçu sans considérer par la même occasion l'agrégation, la comparaison et la compensation postérieures des valeurs monétaires ainsi obtenues.

Dans les faits, le processus d'individualisation se traduit par la construction d'inventaires de *biens et services environnementaux* que certains auteurs hétérodoxes comparent non sans sarcasme à des « *listes de courses* » (O'Neill et al. 2008 : 171) ou à « *des catalogues de vente par correspondance* » (Godard 2004a : 132). Dans le cadre du projet MEDFOREX cité plus haut, Montagné et al. (2005) utilisent par exemple le compartimentage présenté dans le tableau 2.4 pour calculer la valeur monétaire totale de la forêt méditerranéenne française (tableau 2.5).

Tableau 2.5 : Estimation de la valeur monétaire totale de la forêt méditerranéenne française

	Biens et services estimés	Valeur monétaire associée (en € de 2001)
Valeurs d'usage direct	Bois rond	49 M€/an
	Truffes, liège et autres menus produits	23,4 M€/an
	Services récréatifs	358 M€/an
Valeurs d'usage indirect	Séquestration de carbone	65 M€/an
	Autres	79 M€/an
Valeurs d'option, de legs et d'existence	Accroissement épargné	14 M€/an
	Biodiversité	63 M€/an
Externalités négatives liées à la forêt	Facteurs allergiques	- 0,6 M€/an
	Dommages agricoles	- 2,6 M€/an
	Valeur monétaire totale de la forêt méditerranéenne française	**648 M€/an (soit 240 €/ha/an)**

Source : Montagné et al. (2005 : 287-297)

En additionnant les valeurs individuelles attribuées à chacune des propriétés retenues dans la description du milieu forestier, les auteurs parviennent donc à une valeur par hectare de forêt de 240 €/an[78]. Des études similaires (réalisées dans le cadre du même projet) conduisent à des estimations du même type dans d'autres pays de la même région. Ainsi, par exemple, un hectare de forêt vaudrait 254 €/an en Italie (Croitoru et al. 2005), 138 €/an en Tunisie (Daly-Hanssen & Mansoura 2005) et pas plus que 70 €/an en Grèce (Kazana & Kazaklis 2005)[79]. En moyenne, un hectare de forêt en région méditerranéenne vaudrait 133 €/an (Croitoru & Merlo 2005 : 62).

Comme nous l'avons déjà indiqué, cette façon de calculer la valeur d'un *bien environnemental* à travers l'agrégation des valeurs de chacun des éléments qui le composent résulte de la transposition à un domaine non économique (en l'occurrence, le milieu forestier) d'un raisonnement à l'origine appliqué à des biens marchands. Or cette transposition pose plusieurs problèmes majeurs… Tout

[78] Valeur exprimée en euros 2001.
[79] Toutes les valeurs sont exprimées en euros 2001.

d'abord, il n'existe pas vis-à-vis des systèmes socio-écologiques une seule et unique taxonomie légitime et acceptable des éléments qui les constituent. Un même système peut susciter en effet plusieurs inventaires descriptifs compilant un nombre variable d'éléments et des composantes pas forcément communes aux autres compartimentages envisageables. Pis encore, ces éléments ou propriétés sont inextricablement liés les uns aux autres par une multitude d'interrelations diverses, de telle sorte que l'identification de chacun d'eux s'avère extrêmement difficile, voire tout simplement impossible (Gowdy 1997 : 27 ; Vatn 2000 : 503 ; Peterson et al. 2003 : 1 ; Bennett et al. 2009 : 1396 ; etc.)[80]. Les propriétés des systèmes socio-écologiques découlent en effet de l'interaction continue de perturbations biologiques, physiques et sociales évoluant de façon non linéaire (voire chaotique) et simultanément sur plusieurs échelles spatio-temporelles (Michener et al. 2001 ; Cottingham 2002 ; Cadenasso et al. 2006 ; Chan et al. 2006 ; etc.). Du fait de cet enchevêtrement multiple, la simple addition des composantes du milieu forestier ne peut conduire que par pur hasard à une description convenable de ce dernier (Buttoud 2000 : 171). En reprenant les termes de Robertson (2006 : 382), « *la différence entre vendre des services éco-systémiques et vendre des miches de pain réside dans le fait que les cadres légal et économique requièrent des informations que les scientifiques ne peuvent pas fournir de façon consensuelle vis-à-vis des écosystèmes* »[81]. Ainsi donc, le puzzle envisagé par la théorie économique n'en est pas un : l'image qui y est représentée est plurielle et les pièces qui sont censées le composer ne peuvent être ni entièrement discernées, ni énumérées de façon univoque.

D'autre part, lorsque le système évalué est largement fonctionnalisé, ce qui est le cas de la plupart des systèmes socio-écologiques, la disparition de l'une de ses composantes met en danger la survie de tout le système dans sa globalité[82]. De ce fait, chaque élément a au moins autant de valeur que le système considéré dans son ensemble (Vatn 2000 : 500)[83], voire même une valeur infinie (O'Connor 1993 : 34). Sa disparition ou sa détérioration au-delà d'un certain seuil critique ne peut donc être

---

[80] Vatn & Bromley (1994 : 133) parlent de « *transparence fonctionnelle* ». Selon ces auteurs, la contribution précise d'un élément fonctionnel dans un écosystème est inconnue (et très probablement inconnaissable) tant que l'élément en question ne cesse sa fonction. Autrement dit, son identification ne peut être réalisée qu'a posteriori (en sachant que la contribution de cet élément évolue constamment et qu'elle ne pourra donc être identifiée que pour une période *t* passée et forcément différent de la période dans laquelle l'identification est réalisée).

[81] Traduit par l'auteur.

[82] Le corps humain constitue un très bon exemple de système hautement fonctionnalisé : si le cœur, le cerveau ou les poumons arrêtent de fonctionner, le corps arrête lui aussi de fonctionner.

[83] Vatn (2000 : 500) associe cette particularité des systèmes socio-écologiques au dénommé « effet d'inclusion » (*embedding effect*) constaté dans l'application de la MEC vis-à-vis de plusieurs milieux naturels. Selon cet effet, le CAP des personnes participant à une MEC n'est pas sensible à la taille du bien environnemental évalué. L'illustration la plus commune de cet effet est donnée par le travail de Desvouges et al. (1993), qui obtiennent à travers trois enquêtes différentes des CAP moyens semblables (80$, 78$ puis 88$) pour assurer -respectivement- la survie de 2.000, 20.000 puis 200.000 oiseaux d'eau. Une deuxième illustration tout aussi fréquemment citée est le travail de Schulze et al. (1998). Ces auteurs réalisent deux enquêtes où le demandent aux participants d'exprimer leur CAP pour réduire (partiellement ou complètement) la pollution existante dans les zones naturelles du Montana (Etats-Unis). Les auteurs obtiennent des CAP moyens similaires (72,46$ pour la réduction complète et 72,02$ pour la réduction partielle).
Alors que la plupart des économistes (notamment les plus orthodoxes) voient dans cet effet un simple biais technique lié au niveau d'information fourni aux individus enquêtés (Desaigues & Point 1993 : 123 ; Carson et al. 2001 : 182 ; etc.), d'autres parmi lesquels Diamond & Hausman (1994 : 63), Bilsborough (1997 : 98) et notamment Vatn (2000 : 501) le conçoivent plutôt comme un problème fondamental de l'exercice d'évaluation monétaire, à savoir, l'impossibilité de délimiter les frontières du bien évalué (notamment vis-à-vis du système socio-écologique dans lequel il s'intègre).

nullement compensée par l'évolution simultanée d'autres éléments, comme le prétend la théorie économique (hypothèses de substituabilité et de préférences continues). Ainsi donc, pour être correctement considérée, cette « *valeur fonctionnelle essentielle* » exigerait plutôt une approche de type déontologique structurée par des critères de choix de type lexicographique (Lockwood 1997 : 85 ; 1999 : 392) (voir sous-section 2.2.3.3).

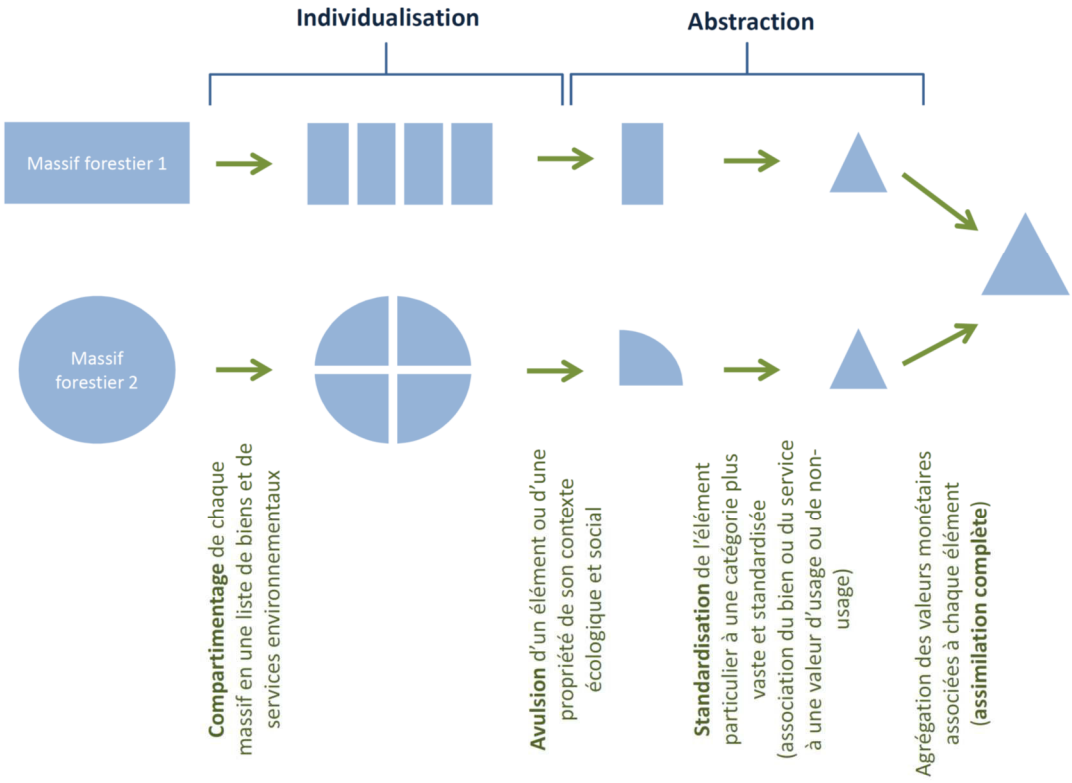
2.2.4.2 Les limites du processus d'abstraction

En ce qui concerne le processus d'abstraction, celui-ci permet d'assimiler la (ou les) spécificité(s) qualitative(s) d'une entité individuelle à l'homogénéité qualitative d'une (ou plusieurs) catégorie(s) générique(s) (Castree 2003 : 4). Dans le domaine environnemental, ce processus d'abstraction se traduit par l'application d'une typologie prédéfinie à un système socio-écologique concret et particulier afin d' « abstraire » les caractéristiques individuelles qui lui sont inhérentes et les transformer en des catégories générales et intelligibles dans le marché (Robertson 2006 : 372). L'abstraction correspond donc à un acte de référencement à travers lequel l'analyste cherche à assimiler dans une même catégorie globale et commune des entités à l'origine hétérogènes et singulières. L'intérêt d'un tel référencement est de fixer une codification monosémique (seules sont considérées les caractéristiques jugées pertinentes par l'analyste) directement applicable dans un contexte d'échange marchand (Robertson 2000 : 469, 472). A l'instar des labels ou des étiquetages sur les marchandises vendues dans les magasins ou les supermarchés, l'abstraction des *biens environnementaux* permet théoriquement de décrire rapidement et de façon efficace le bien en question. Pour l'analyste, cet étiquetage permet en plus d'opérer immédiatement des comparaisons, des agrégations et des arbitrages éventuels entre des entités distantes géographiquement ou temporellement. Il s'agit donc bel et bien d'un « *processus d'expansion sémiotique* » à travers lequel l'Economique « *colonise* » symboliquement puis matériellement le monde naturel (O'Connor 1993 : 12).

L'abstraction peut concerner aussi bien un système socio-écologique dans son ensemble que l'une de ses composantes dans son individualité. Ainsi, par exemple, un territoire peut être assimilé à un « massif forestier » et être référencé en tant que tel dans une démarche évaluative au-delà donc de ses particularités idiosyncratiques. Si par ailleurs, le massif en question remplit des conditions précises par rapport au climat, au taux de couverture et aux espèces de faune et de flore présentes, il peut être alors étiqueté sous la catégorie « forêt méditerranéenne ». De façon analogue, les différents arbres présents dans ce massif peuvent être étiquetés de façon homogène sous le label « bois rond ». Pour cela, ils doivent avoir un potentiel commercial et être destinés à leur transformation industrielle. Ils sont alors englobés dans la catégorie « valeurs d'usage » (voir tableau 2.4 ; page 216).

Le processus d'abstraction complète donc celui d'individualisation présenté précédemment (voir figure 2.11 sur la page suivante) : l'économiste compartimente d'abord le milieu naturel en plusieurs morceaux ; ceux-ci sont ensuite abstraits de leur milieu, puis catégorisés selon une typologie que l'économiste a lui-même prédéfinie pour mieux leur associer une valeur monétaire. Une fois ces valeurs estimées, elles sont confondues et agrégées en une seule et unique valeur globale.

Figure 2.11 : Les processus d'individualisation et d'abstraction dans l'évaluation monétaire de la forêt méditerranéenne



Source : auteur

Le corolaire de ce processus d'abstraction et de catégorisation est l'assimilation parfaite (et donc la substituabilité) entre des entités socio-naturelles distantes géographiquement (Robertson 2000 : 478)[84]. Dans le cadre du projet MEDFOREX, par exemple, les différents *biens et services* retenus sont monétarisés méthodiquement dans chaque pays de la zone d'étude (en l'occurrence, la région méditerranéenne), puis agrégées dans des catégories communes afin d'obtenir la valeur monétaire de tel ou tel autre élément de la forêt méditerranéenne dans son ensemble. Croitoru & Merlo (2005 : 62) estiment ainsi par exemple à 2 €/ha/an la valeur cynégétique moyenne des milieux forestiers méditerranéens (tableau 2.6) :

[84] Robertson (2000 : 478) et Castree (2003 : 281) parlent alors d'abstraction « *spatiale* » (celle-ci découlant de l'abstraction « *fonctionnelle* » décrite plus haut).

Tableau 2.6 : Estimation de la valeur cynégétique de la forêt méditerranéenne (en €/ha/an ; valeurs exprimées en euros 2001)

Pays du Sud				Pays de l'Est						Pays du Nord							
Maroc	Algérie	Tunisie	Egypte	Palestine	Israël	Liban	Syrie	Turquie	Chypre	Grèce	Albanie	Croatie	Slovénie	Italie	France	Espagne	Portugal
-4€	?	2€	?	?	?	89€	?	1€	3€	4€	?	4€	?	8€	6€	?	6€

Valeur moyenne estimée pour la région méditerranéenne : **2 €**

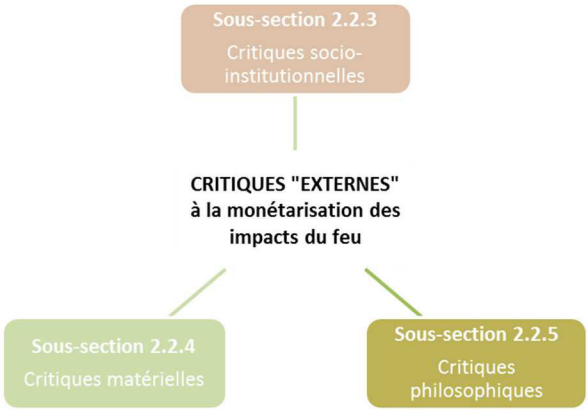
Source : Croitoru & Merlo (2005 : 62)

Comme on peut l'observer sur le tableau précédent, la pratique de la chasse est homogénéisée sous un label commun et unique quel que soit le contexte dans lequel elle est réalisée. La chasse en Tunisie ou en Palestine est entièrement assimilée à celle pratiquée en France ou en Slovénie. Ces pratiques constituent pourtant des réalités fondamentalement différentes, aussi bien d'un point de vue social qu'écologique. L'activité de chasse a en effet une signification particulière selon le territoire considéré (voir sous-section 2.2.3.2) : en France, par exemple, elle constitue un loisir. Certes, un loisir fortement ancré dans les mœurs et dans l'identité culturelle des régions rurales, mais un loisir quand-même. Dans les pays du Sud, au contraire, la chasse constitue le plus souvent un moyen de subsistance, une composante essentielle dans l'alimentation et les revenus des foyers ruraux. Ce genre de dissemblances peut d'ailleurs opérer à l'intérieur d'un même pays : la catégorie « chasse » peut renvoyer en effet à des réalités diamétralement opposées au niveau local (tourisme de luxe ; moyen de survie ; etc.)[85]…

[85] On peut également se questionner sur la pertinence scientifique du processus d'abstraction sous-jacente au label « diversité biologique », dont le contenu est extrêmement complexe (il répond à la fois à des catégorisations génétiques et écologiques) et conduisant le plus souvent à des objectifs conflictuels, voire mutuellement exclusifs (Vatn & Bromley 1994 : 133 ; O'Neill et al. 2008 : 76 ; Kosoy & Corbera 2010 : 1231-1232 ; Gómez-Baggethun & Ruíz-Pérez 2011 : 621, etc.).

2.2.5 Les critiques philosophiques

Figure 2.12 : Les critiques philosophiques (3ème catégorie de critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu)



Source : auteur

Après avoir présenté les critiques socio-institutionnelles (sous-section 2.2.3), puis les critiques matérielles (sous-section 2.2.4) à l'encontre des évaluations monétaires proposées par les économistes du feu, nous proposons désormais de focaliser notre attention sur une troisième catégorie de critiques, cette fois-ci relatives aux fondements philosophiques sur lesquels s'appuient ces exercices de monétarisation.

Comme nous avons eu l'occasion de voir dans le premier chapitre, pour les économistes du feu, la valeur des différents programmes de protection dépend uniquement de leur capacité à générer un certain gain de bien-être ou, dans la même logique, à mieux satisfaire les préférences des individus). Cette perspective correspond entièrement à celle des économistes de l'environnement par rapport aux choix publics en matière de gestion environnementale et, plus globalement, à celle de la théorie économique standard vis-à-vis de n'importe quelle décision publique (Sagoff 1998 : 214 ; O'Neill et al. 2008 : 13 ; etc.).

Parmi les implications d'une telle logique, nous nous centrerons sur deux aspects à nos yeux fondamentaux : (i) l'adoption d'une éthique particulière (en l'occurrence, le conséquentialisme) au sein d'une approche qui se veut entièrement positive ; et (ii) l'imposition d'une vision exclusive du bien-être des individus (à savoir, l'utilitarisme des préférences) dans ce cadre supposé être éthiquement neutre :

*Tableau 2.7 : **Les critiques philosophiques** adressées aux évaluations monétaires de l'impact du feu sur le socio-écosystème forestier*

2.2.5.1 L'éthique conséquentialiste
2.2.5.2 L'utilitarisme des préférences comme critère de définition du bien-être

2.2.5.1 L'éthique conséquentialiste sous-jacente à l'Economie du feu

Selon l'éthique conséquentialiste, « *la valeur des actions humaines réside uniquement dans la valeur des conséquences que ces actions entraînent* » (O'Neill et al. 2008 : 31). De ce point de vue, les préférences (individuelles ou collectives) ne doivent donc être jugées les unes meilleures que les autres qu'en fonction des résultats auxquels elles aboutissent. Autrement dit, leur valeur est exclusivement instrumentale (d'un point de vue éthique, elles sont strictement neutres). Cette éthique, dont la théorie économique est largement imprégnée (Sagoff 2003 : 589), est également très présente dans l'Economie du feu, et ce, aussi bien dans la définition de son cadre théorique (sections 1.1 et 1.2), que dans les exercices d'évaluation monétaire qui la composent (section 1.3).

En ce qui concerne le cadre théorique, aux yeux des économistes du feu, la meilleure gestion possible du phénomène est celle qui permet de « *maximiser l'efficience sociale* » ou plus concrètement, celle qui permet d'atteindre le plus haut niveau de protection au moindre coût et avec le moindre niveau de dommages nets sur les ressources forestières et les infrastructures humaines (Gorte & Gorte 1979 : 4 ; González-Cabán et al. 1982 : 1 ; Mills & Bratten 1982 : 2 ; Rideout et al. 1999 : 218 ; González-Cabán 2007 : 7 ; Mavsar et al. 2010 : 96 ; etc.). Sur la base du paradigme de l'efficience, l'Economie du feu évalue en effet les gestions envisageables en rapportant de façon systématique leurs résultats (d'abord exprimés en unités physiques, puis transformés en unités monétaires) à leurs coûts d'implémentation, puis en comparant le résultat net ainsi obtenu entre les différentes options évaluées. A travers ce prisme, similaire à celui d'une Analyse Coûts-Bénéfices (ACB) traditionnelle, un changement de gestion n'est donc jugé favorable à l'intérêt public que s'il procure un gain net de bien-être supérieur à celui qui pourrait être procuré par les programmes en place ou les autres alternatives envisagées. Le raisonnement est donc essentiellement « *téléologique* » (Hiedanpää & Bromley 2002 : 70 ; Rist 2010 : 130).

Pour ce qui est des MEC présentées dans la section 1.3, elles sont toutes basées sur la théorie du choix du consommateur. La MEC implique en effet la création d'un marché contingent, l'estimation d'un CAP pour un certain bien environnemental, l'identification d'une fonction de demande pour le bien en question, le calcul du surplus du consommateur, etc.). Or, cette théorie du choix du consommateur repose à son tour sur l'hypothèse fondamentale selon laquelle les individus cherchent à maximiser sous contrainte leur « *utilité* », leur « *niveau de satisfaction* » ou leur « *bien-être individuel* » (Desaigues & Point 1993 : 9 ; van den Bergh et al. 2000 : 44 ; etc.), ce qui revient à leur imposer de fait l'adoption d'une logique purement calculatrice et maximisatrice (Etzioni 1988 : 122 ; Marglin 2010 : 127). Selon cette optique, en effet, lorsqu'un individu déclare préférer un certain état des choses (un panier de biens, une politique environnementale ou une gestion du feu), cela signifie forcément que les « *bénéfices nets* » en termes de bien-être qu'il associe à cet état sont positifs (Turner et al. 1994 : 93). C'est donc l'utilité nette retirée des conséquences d'une action, et rien d'autre, qui détermine si celle-ci est bonne ou mauvaise (Spash 1997b : 404).

Selon cette logique, les participants aux évaluations proposés par Fried et al. (1999), Loomis et al. (2002a), González-Cabán et al. (2006) ou Walker et al. (2007) entre autres, n'ont comme seul et unique critère de choix que l'utilité nette qu'ils peuvent retirer du projet évalué. Ils sont donc supposés : (i) visualiser l'ensemble des avantages et des inconvénients écologiques, sociaux et économiques que les parades en question peuvent entraîner sur plusieurs périodes successives ; (ii) transformer ensuite cette myriade d'effets interdépendants et pluriscalaires en unités monétaires

selon leurs propres connaissances, leurs croyances et leurs valeurs ; et (iii) procèder enfin à une comparaison numérisée des coûts et des bénéfices qu'ils ont eux-mêmes calculés pour aboutir enfin à un résultat net qui va déterminer à lui seul leur positionnement. Bien entendu, lorsque plusieurs programmes alternatifs de gestion du feu sont proposés (disons, par exemple, diverses stratégies de réduction de la biomasse combustible), les participants sont censés procéder méthodiquement à chacune de ces étapes pour chacune des alternatives envisagées, et choisir enfin celle dont la différence entre la valeur de ses avantages et celle de ses inconvénients est la plus importante.

Notons que cette logique maximisatrice de bien-être individuel repose sur une compensabilité parfaite entre les gains et les pertes de bien-être découlant des différentes dimensions concernées (écologique, sociale, économique, etc.) (Martínez-Alier et al. 1999 : 41)[86]. En effet, la transposition de la théorie micro-économique de la consommation à la problématique du feu exige que chacun des participants aux exercices ci-dessus évoqués procède à de multiples compensations inter-dimensionnelles selon un taux marginal de substitution précis indiquant pour chaque niveau de « consommation », quelle est sa disposition à remplacer un enjeu pour un autre. Ainsi, par exemple, les personnes invitées à exprimer leur CAP pour la réalisation d'une grande coupure de combustible compenseraient donc (en partie ou en totalité) la perte d'utilité liée à la dégradation du paysage forestier, ou celle associée à la mort des tortues déchiquetées dans les travaux de débroussaillement, ou encore celle attribuée au coût monétaire de réalisation de ces travaux (ou toutes ensemble) par le gain d'utilité découlant de l'efficacité accrue des moyens d'intervention lors d'un grand feu, ou de celui procuré par l'intérêt récréatif apporté par la coupure (usage par des vététistes, zones de camping utilisables en dehors des jours à risques, etc.), ou encore par celui associé au meilleur accès à certaines zones du massif (de par les pistes DFCI desservant la coupure).

De nombreux travaux menés dans le domaine de l'évaluation environnementale démontrent pourtant qu'une partie plus ou moins importante des participants aux MEC adopte plutôt une éthique déontologique[87] contraire à ce genre de compensations inter-dimensionnelles (Edwards 1986 ; Stevens et al. 1991 ; Spash & Hanley 1995 ; Lockwood 1997, Spash 2000a ; Rosenberger et al. 2003 ; etc.). Comme cela se dégage de ces études (menées sur des problématiques environnementales diverses), les individus peuvent ne pas concevoir les différentes valeurs concernées par le feu comme étant interchangeables ou compensables ; ils peuvent au contraire les considérer de façon hiérarchique ou lexicographique[88], sans qu'il existe donc pour eux un prix de réserve auquel ils sont prêts à échanger une certaine quantité de tortues, par exemple, contre un

[86] C'est cette hypothèse de compensabilité parfaite entre les différents enjeux qui assure la validité de l'axiome de continuité des courbes d'indifférence des individus (Lockwood 1997 : 85 ; Spash 2000a : 198), ainsi que celle de la courbe C+NVC permettant d'identifier le budget optimal de protection (voir section 1.2).

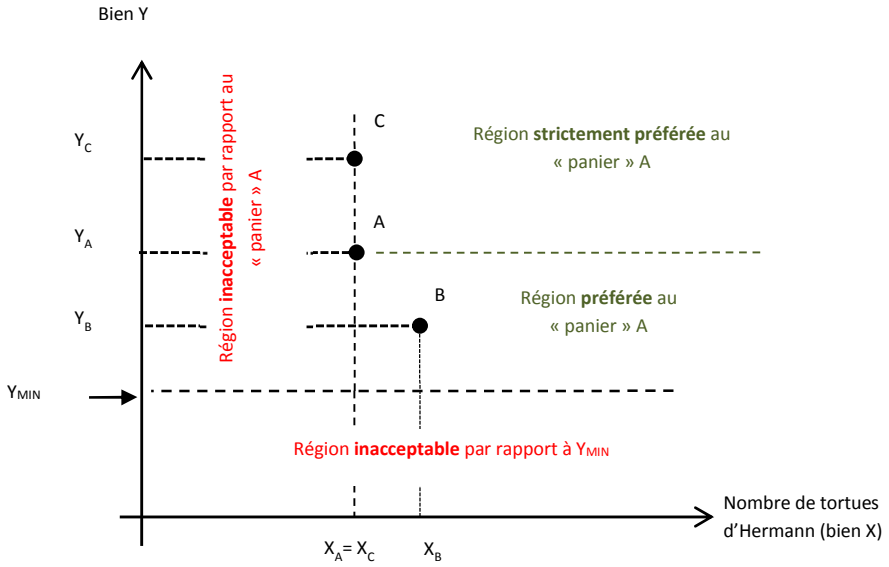
[87] Contrairement au conséquentialisme, l'éthique déontologique accepte des limites dans la façon dont certaines actions sont ou peuvent être réalisées, même si cela implique de renoncer à des conséquences dont la valeur est supérieure à celle qui est obtenue sans accomplir les actions en question (O'Neill et al. 2008 : 33).

[88] L'incapacité de la théorie micro-économique du choix optimal à accueillir dans son cadre d'analyse les préférences lexicographiques est soulignée en premier lieu par Georgescu-Roegen (1936, 1954). Les travaux de ce dernier sur la théorie de l'utilité ont cependant été largement ignorés non seulement par les économistes néoclassiques, mais aussi par ceux plus hétérodoxes et focalisés sur ses travaux sur l'entropie et le processus économique (Gowdy 1997 : 32).

certain accroissement de l'intérêt récréatif du massif ou une plus grande efficacité des moyens de lutte[89].

Il est possible de représenter graphiquement ce genre de préférences dans la « carte d'indifférence » communément utilisée dans la théorie micro-économique du choix optimal du consommateur (voir figure 2.13). Par simplicité, et tel que le propose la théorie économique, nous ne considérerons pour cela que deux biens : d'un côté, le bien X, représentant la taille de la population de tortues d'Hermann sur un territoire donné ; et d'un autre côté, le bien Y, pouvant représenter soit un deuxième bien particulier (l'intérêt récréatif du massif, l'efficacité des moyens de lutte), soit un ensemble composite de biens généralement exprimé en unités monétaires et englobant le « reste de biens » consommés par l'individu. Nous supposerons par ailleurs que cet individu consomme initialement le panier A, composé de X_A tortues existantes dans le massif et de Y_A euros (par exemple). Pour cet individu, ayant donc des préférences de type lexicographique, aucun accroissement de Y ne peut compenser une réduction de X (autrement dit, son CAR pour cette diminution de la population de tortues est infini). Par conséquent, A est préféré à tout autre panier impliquant un niveau de X inférieur à X_A. De façon symétrique, tout panier procurant une quantité de X supérieure à X_A sera préféré au panier initial, et ce, quel que soit le niveau de Y (en tout cas, tant que celui-ci n'est pas en-dessous d'un certain seuil considéré comme le minimum vital, que nous dénommons Y_{MIN}). Le panier B sera donc préféré au panier A pour le seul fait que X_B est supérieur à X_A et que Y_B est supérieur à Y_{MIN}. Si X_A est maintenu constant et que Y est augmenté, alors le nouveau panier (C sur notre graphique) sera logiquement préféré au panier initial. Bref, le seul panier qui procure le même niveau d'utilité que le panier A est le panier A lui-même ; il n'existe donc pas de courbes d'indifférence… (Spash & Hanley 1995 : 195).

Figure 2.13 : Illustration graphique des préférences lexicographiques



Source : adapté de Spash & Hanley (1995 : 193-195) et de Rosenberger et al. (2003 : 65)

[89] Dans le jargon économique, on dirait que l'élasticité de substitution entre les tortues et l'efficacité dans la lutte contre le feu ou l'intérêt récréatif du massif est égale à zéro (van den Bergh et al. 200 : 52).

Ce genre de positionnements déontologiques heurtent frontalement les assomptions comportementales de la théorie économique et l'idée selon laquelle « *tout a un prix* » (ou une valeur d'échange) (Spash 1997b : 406). Il n'est donc pas surprenant qu'ils soient le plus souvent ignorés ou masqués dans les évaluations monétaires de l'environnement sous des étiquettes telles que les *réponses de protestation* (CAP nuls ou infinis), les *non-réponses* ou encore, les *comportements rationnels* ou *stratégiques* (Spash 2008a : 42-48).

L'apport principal des préférences lexicographiques à notre argumentation n'est pas tant de nature pratique qu'heuristique. En effet, leur intérêt principal ne réside pas dans la possibilité d'appliquer un nouveau critère de choix ou une nouvelle possibilité de structuration des préférences alternatif à celui traditionnellement proposé par la théorie économique, mais plutôt dans l'illustration de la diversité de critères de choix possibles et donc, de la contingence des hypothèses de base de l'Economie Environnementale (le tout, par ailleurs, démontré à travers un langage et un raisonnement qui sont propre à ce courant…). Dès lors, la question que nous devons nous poser n'est plus si l'Economie du feu véhicule ou pas certains paradigmes ou positionnements philosophiques (cela est aussi évident qu'inéluctable), mais plutôt si ces positionnements sont rendus explicites ou pas (et dans quelle mesure) dans les évaluations proposées (Johansson-Stenman 1998 : 429). Et dans ce sens, si bon nombre des économistes du feu se réfèrent à un moment ou à un autre et de façon plus ou moins explicite à ce genre de questions, aucun ne remet en cause la validité globale de l'outil économique standard pour analyser la problématique du feu. De fait, les références (pour la plupart rapides) à la composante éthique inhérente à leur approche sont le plus souvent utilisées comme des « *stratagèmes immunisateurs* » visant à écarter toute critique possible à cet égard (Rist 2010 : 49).

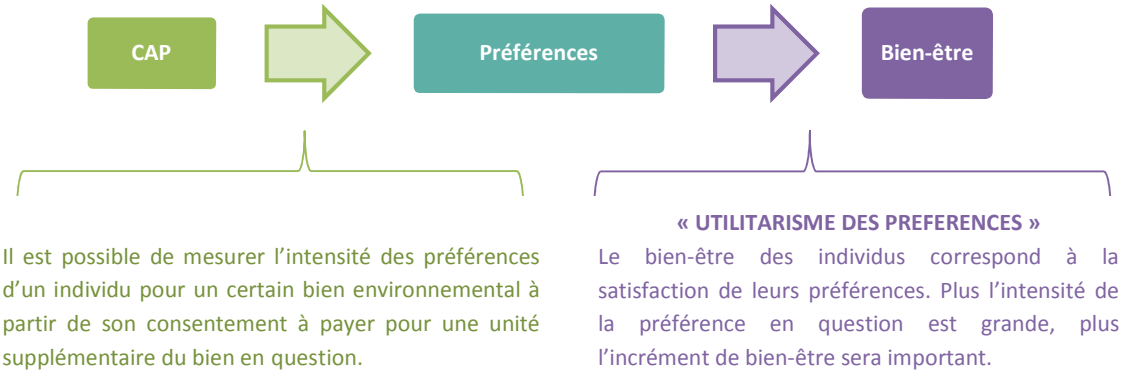
2.2.5.2 L'utilitarisme des préférences

D'autre part, toute et chacune des MEC appliquées par les économistes du feu s'appuient sur une relation d'équivalence entre le CAP des individus et le niveau de bien-être que ces derniers retirent de la « consommation » du « bien environnemental » évalué. Cette assimilation, dont le corolaire est la possibilité de mesurer (à travers l'argent) le bien-être individuel généré par une tortue ou un lézard supplémentaire n'est cependant pas directe ; elle repose en fait sur un maillon intermédiaire : les préférences individuelles. Comme le notent Turner et al. (1994 : 94) entre autres, il est possible de calculer les gains et les pertes de bien-être des individus en « *observant ce que les gens sont disposés à payer pour avoir quelque chose. Le consentement à payer (CAP) d'un individu pour un certain bien révèle une mesure de sa préférence pour ce bien (…) Et en regardant ce que les gens sont prêts à payer pour avoir un bénéfice* [gain de bien-être] *ou ce qu'ils sont prêts à recevoir pour supporter une perte* [dégradation du bien-être]*, nous pouvons mesurer en effet l'intensité des préférences des individus* ». Parmi les économistes du feu, Rideout et al. (1999 : 219) s'expriment de façon analogue : « (…) *Les biens et services ne procurent des bénéfices que si un individu ou un groupe d'individus en tire des bénéfices. La magnitude de ces derniers est déterminée par le jugement que chacun porte sur combien il est mieux* [à travers la consommation du bien ou service en question]*. Les économistes mesurent donc les bénéfices qu'un individu tire d'un programme de prévention ou de*

gestion du feu à travers le montant de revenu maximal que cet individu est disposé à payer pour que le programme soit réalisé »[90].

Comme on peut le constater à travers ces extraits, les exercices de monétarisation proposés par les économistes du feu comportent donc une double équivalence (figure 2.14) : (i) elles assument tout d'abord le fait que les préférences des individus peuvent être correctement mesurées à travers les CAP exprimés lors de l'enquête (nous avons vu les limites à une telle perspective dans les sous-sections 2.2.3.1 et 2.2.3.2) ; (ii) elles assimilent par ailleurs la satisfaction des préférences des individus à leur bien-être. Dans cette sous-section 2.2.5.2, nous nous focaliserons sur les problèmes que pose cette deuxième relation d'équivalence, connue sous le nom d'« utilitarisme des préférences » (O'Neill et al. 2008 : 21).

Figure 2.14 : CAP, Préférences et Bien-être dans les MEC appliquées aux impacts du feu



Source : auteur

La question qui se pose est : pour quelles raisons la satisfaction des préférences serait-elle source de bien-être pour les individus ? Pourquoi, par exemple, les participants à l'évaluation proposée par Walker et al. (2007) et majoritairement disposés à payer davantage pour la réalisation d'un programme de débroussaillement mécanique que pour la réalisation d'un programme alternatif de brûlage dirigé, verraient-ils leur bien-être augmenter dans le cas où cette préférence est satisfaite ? Cela va peut-être de soi pour la plupart des économistes, pour qui l'individu est le mieux placé pour juger ce qui est le mieux pour lui (Desaigues & Point 1993 : 8), mais la relation d'équivalence est loin d'être aussi évidente pour les philosophes de l'environnement (Sagoff 1986, 1994a, 1998 ; O'Neill 1993 ; Holland 1996 ; etc.)… Comme nous allons le voir tout de suite, deux arguments sont envisageables pour justifier l'assimilation proposée par les économistes du feu, et l'un comme l'autre sont criticables (Sagoff 1986 : 302 ; O'Neill 1997b : 547).

On peut tout d'abord imaginer que la satisfaction des préférences est bonne en soi, qu'elle possède une valeur intrinsèque, un peu comme le plaisir pour les hédonistes. De ce point de vue, le seul fait de satisfaire les préférences d'un individu, quelques soient concrètement ces préférences et le contexte dans lequel elles se déploient, comporterait un gain de bien-être substantif, inhérent aux préférences et donc, immédiat pour la personne en question. Et ce, du seul fait que les préférences

[90] Traduit par l'auteur.

ont été librement déterminées par l'individu lui-même (principe de souveraineté du consommateur). Si un individu préfère donc que de nouvelles coupures de combustibles soient réalisées dans un massif forestier enclin à brûler et que le programme en question est effectivement appliqué, son bien-être augmentera du seul fait que ses préférences sont respectées (indépendamment de l'efficacité réelle des coupures, de leur impact concret sur le terrain, etc.). Cette première justification de nature substantive peut être réfutée pour au moins deux raisons.

Tout d'abord, elle ne tient pas compte du fait que l'individu peut mal évaluer ce qui est le mieux pour lui (O'Neill 1993 : 67 ; O'Neill et al. 2008 : 23). L'individu en question peut en effet préférer les coupures de combustible à d'autres type de parades en pensant que c'est la meilleure façon de protéger sa maison, située en lisière de forêt. Or, en réalité, il ferait mieux de débroussailler tout autour de sa propriété, de couper les arbres proches de son habitation et de supprimer les éléments inflammables tels que les volets en bois ou les bûches entassées le long des murs de la maison. Dans des cas comme celui-ci où les préférences de l'individu sont erronées, il semble légitime de se demander si leur satisfaction correspond ou pas à une augmentation du bien-être individuel (O'Neill 1993 : 69). Face à de tels questionnements, les économistes sortent le plus souvent de l'impasse en raffinant la théorie et en exigeant que les préférences soient « *bien informées* » et que les agents soient « *compétents* ». Le bien-être de l'individu n'est plus alors assimilé à la satisfaction de ses préférences réelles ou factuelles, mais plutôt à celles qu'il *aurait* s'il disposait de toutes les informations nécessaires et pertinentes pour réaliser le meilleur choix possible.

Malgré son efficacité argumentative, la théorie de la satisfaction des préférences *informées* n'est pas elle non plus exempte de problèmes.

Premièrement, elle se heurte à l'impossibilité de déterminer un niveau d'information « convenable » sans ingérer la souveraineté du consommateur et introduire par la même occasion des valeurs cognitives ou éthiques autres que celles de l'individu, ce qui implique de fait la modification des préférences des individus (O'Neill 2001 : 1869). Dans ce sens, et tel que le rappelle O'Neill (1997b : 547), « *l'introduction d'informations supplémentaires ne fournit pas des croyances mieux fondées par rapport à un ensemble de préférences données ; elle modifie ces préférences en soulignant certains éléments qui rendent l'objet plus ou moins valorisable. On n'accroît pas le bien-être d'une personne en lui permettant de mieux réaliser ses préférences données, mais plutôt en lui permettant de réaliser de meilleures préférences* »[91].

Deuxièmement, de par la séparation radicale qu'elle implique entre l'erreur et le bien-être, cette théorie ampute de fait une partie constitutive de ce bien-être et le réduit à une image subjective de la rationalité humaine. Or, si une telle séparation peut être justifiée dans l'immédiat, cela semble beaucoup moins évident dans le moyen terme. Comme nous le rappelle l'écrivain James Joyce, « *les erreurs sont les portes de la découverte* » et peuvent en effet constituer des étapes incontournables dans la recherche postérieure de bien-être. Dans le même sens, Holland (1996 : 11) souligne qu'« *il est possible d'atteindre le bien-être personnel autrement qu'en le recherchant* » et que « *la recherche de ce bien-être personnel n'est pas toujours la meilleure façon de l'atteindre* ». Sagoff (1994a : 137) exprime, lui, cette même idée à travers une comparaison particulière mais éloquente :

[91] Traduit par l'auteur.

> « *les parents ne souhaitent pas forcément que leurs enfants évoluent dans la vie à travers la satisfaction systématique de leurs caprices ; ils souhaitent plutôt que ces enfants puissent tirer des leçons et puissent apprendre de leurs frustrations et de leurs défaites pour ainsi mieux développer leurs aspirations.* (…) *Pourquoi les décideurs devraient-ils chercher un objectif pour la société (la satisfaction maximale de préférences déjà constituées) que les parents ne souhaitent pas pour leurs enfants ?* »[92].

De nombreux sociologues travaillant sur les feux de forêt soulignent d'ailleurs que l'expérience d'un grand feu et la compréhension des erreurs éventuelles commises avant et pendant la crise constituent un facteur central dans la perception du risque et donc, dans la mise en place de mesures adaptées en prévision des feux à venir. L'erreur peut donc très bien générer du bien-être dans le moyen terme. Quelle échelle temporelle retenir alors ? Selon quel critère ?

Troisièmement, la théorie de la satisfaction des préférences *informées* s'avère également incapable d'accommoder les préférences dites « adaptatives » (Elster 1982, Sen 1985, Nussbaum 1997). Les personnes ont en effet tendance à « adapter » leurs préférences lorsque les conditions sont adverses, de telle sorte que ce qu'elles préfèrent réellement est de fait subsumé par ce qu'elles sont forcées à préférer. Elster (1982 : 219) illustre cette idée à travers la fable du *Renard et des Raisins*, dans laquelle un renard affamé aperçoit de belles grappes de raisin, mais constatant qu'elles sont inaccessibles, juge finalement que le raisin est trop vert[93,94]. Sen (1985) et Nussbaum (1997) illustrent ce concept de façon plus concrète en le rattachant aux questions d'inégalités socio-économiques et à la notion de « capabilités ». Selon ces auteurs, les gens riches habitués au luxe peuvent souffrir lorsqu'ils n'ont pas accès à des frivolités que l'on peut estimer superflues, tandis que les gens les plus démunis adaptent le plus souvent leurs aspirations (ou sont forcés à les adapter) au niveau de vie extrêmement bas dans lequel ils doivent survivre quotidiennement[95]. L'évaluation du bien-être individuel à travers la satisfaction des préférences *informées* peut donc être profondément déformée (voire complètement altérée) par la privation et le manque de moyens des individus (voir : Teschl & Comin (2005)). Dans ce sens, la plupart des acteurs que nous avons rencontrés dans les Maures manifestent une préférence pour la réalisation de coupures de combustible (voir chapitre 5). Cela étant dit, ce jugement découle souvent : (i) de l'impossibilité selon eux de recréer ou de redynamiser les activités traditionnelles (celle-ci limitaient autrefois les aléas d'éclosion et de propagation) ; (ii) des difficultés techniques et institutionnelles limitant la mise en œuvre de brûlages dirigés (voir chapitre 5). On pourrait donc très bien interpréter les préférences de ces acteurs comme le résultat d'une accommodation de leurs expectatives à leur expérience ou, dans les termes de Watts (2009 : 426), comme une image « *atrophiée* » de leurs vraies aspirations.

---

[92] Traduit par l'auteur.

[93] La fable *Le Renard et des Raisins* est la onzième fable du livre III des Fables de Jean de La Fontaine (éditées pour la première fois en 1668). Voici la fable en entier : « *Certain Renard Gascon, d'autres disent Normand, mourant presque de faim, vit au haut d'une treille des raisins mûrs apparemment et couverts d'une peau vermeille. Le galand en eût fait volontiers un repas ; mais comme il n'y pouvait atteindre : "Ils sont trop verts, dit-il, et bons pour des goujats". Fit-il pas mieux que de se plaindre ?* ».

[94] Elster (1982 : 219) introduit son article en posant les questions suivantes : « *Pourquoi la satisfaction des désirs individuels devrait-elle être le critère de justice et de choix social alors même que ces désirs individuels peuvent être façonnés par un processus préalable au choix ? Et plus particulièrement, pourquoi le choix parmi plusieurs options réalisables devrait-il considérer uniquement les préférences individuelles si les gens ont tendance à ajuster leurs aspirations à leurs possibilités ?* ».

[95] Le concept de préférences adaptatives constitue donc une très bonne illustration de l'inséparabilité du critère d'efficience et des questions de distribution et droits de propriétés (voir sous-section 2.2.3.1 iii).

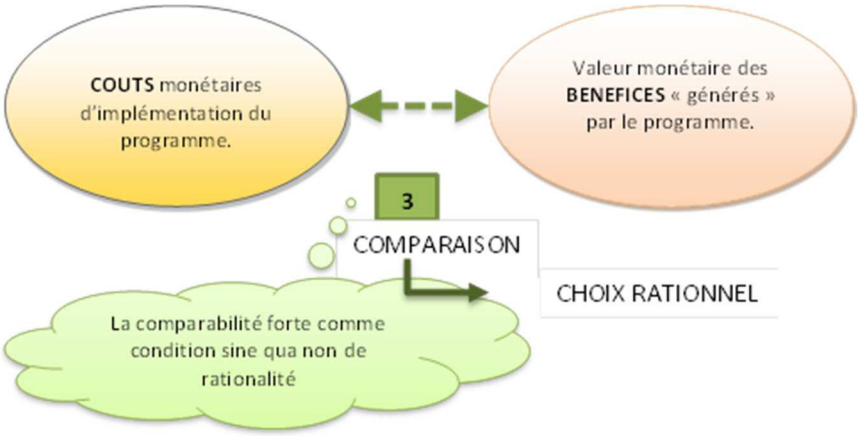
Une deuxième justification possible de la théorie de la satisfaction des préférences consiste à dire que ces dernières, une fois satisfaites, ont des conséquences positives sur le bien-être des individus. Dans l'exemple proposé antérieurement, cela impliquerait que l'augmentation du niveau de bien-être de l'individu n'est pas intrinsèque à la satisfaction de ses préférences, mais qu'elle découle plutôt de la concrétisation factuelle du programme préféré (celui pour lequel le CAP était le plus important). A ce sujet, et tel que le remarque Sagoff (1994a : 137), la meilleure façon de vérifier la validité de cette justification serait de mesurer d'une façon ou d'une autre plusieurs changements dans le niveau de bien-être des individus et de vérifier ensuite s'ils sont corrélés ou pas avec leurs CAP. Malheureusement, cette vérification est impossible, puisque la théorie économique ne fournit d'autres mesures du bien-être que le CAP lui-même. Desaigues & Point (1993 : 110) sont explicites à ce sujet en définissant l'Evaluation Contingente comme *« une méthode de révélation des préférences par interrogation directe des individus sur l'estimation monétaire de la variation ex ante de leur bien-être* ». Dans le même sens, Turner et al. (1994 : 93) soulignent que « *les variations de bien-être doivent être discernées en observant les préférences des individus* ». Comme on peut le constater, dans la logique des économistes de l'environnement, la satisfaction des préférences n'est donc source de bien-être que dans la mesure où elle permet de satisfaire les préférences des individus. C'est donc par définition que le gain de bien-être (ou bénéfice) conféré par un objet à un individu varie selon l'intensité avec laquelle cet individu préfère cet objet et est disposé à payer pour l'obtenir. Les termes « *bien-être* », « *bénéfice* » et « *satisfaction des préférences* » sont donc employés comme des synonymes (Sagoff 2003 : 590). Et si être mieux veut tout simplement dire avoir plus de préférences satisfaites, il est alors inutile de dire qu'un individu est mieux parce que ses préférences sont satisfaites ; l'argumentation est forcément circulaire (Sagoff 1986 : 303 ; Johansson-Stenman 2002 : 106). Nous sommes donc face à une relation d'équivalence non pas *empirique* (relative aux faits), mais *stipulative* (relative à une définition) (Sagoff 1994a : 138) et fondamentalement tautologique. Elle ne peut donc pas prétendre *expliquer* les choix individuels ; elle peut au mieux les *justifier* selon une logique individualiste (Bromley & Paavola 2002 : 265).

Or, comment le soulignent divers auteurs, les personnes n'évaluent pas les enjeux environnementaux en considérant uniquement leur bien-être individuel. Stevens et al. (1991 : 396) soulignent par exemple que « *beaucoup des participants* [à leur évaluation] *sont motivés par l'altruisme et des considérations éthiques. 79 % des participants (…) sont d'accord avec l'affirmation suivante : 'toutes les espèces sauvages ont le droit d'exister indépendamment du bénéfice ou des dommages qu'elles entraînent sur les personnes humaines'* ». Vadjnal & O'Connor (1994 : 375) affirment, eux, qu'« *environ trois quarts des participants disposés à payer une somme d'argent ne voient pas ce montant comme une mesure de la valeur monétaire qu'ils attribuent à Rangitoto* [l'île évaluée dans ce projet de recherche] », mais plutôt comme une « *donation* », un « *geste* » ou une « *disposition à lutter contre les projets de développement* ». Dans le même sens, Blamey et al. (1995 : 285) précisent de leur côté que la plupart des réponses des participants à leur évaluation correspondent à des « *jugements de citoyens sur des objectifs socialement désirables, et non pas à des préférences de consommateur* ».

Pour toutes les critiques que nous avons présentées tout au long de cette section 2.2 (socio-institutionnelles, matérielles et philosophiques), la monétarisation des dommages évités par les programmes de protection contre le feu est plus que problématique. Comme nous verrons dans la section suivante, la façon dont sont utilisés les résultats du processus de monétarisation dans l'évaluation globale des activités de protection pose également des problèmes de taille.

2.3 Le troisième sophisme de l'Economie du feu : la commensurabilité comme condition 'sine qua non' de rationalité…

Figure 2.15 : Le troisième sophisme de l'Economie du feu



Source : auteur

Comme nous avons eu l'occasion de le voir tout au long du chapitre précédent, que ce soit dans sa structuration théorique (section 1.2) ou dans les exercices d'évaluation qu'elle suscite (section 1.3), l'Economie du feu conçoit un seul et unique étalon de mesure, à savoir, l'argent. Dans un cas comme dans l'autre, les économistes du feu utilisent en effet l'étalon monétaire, soit pour comparer et classer univoquement plusieurs options de gestion du feu, soit pour juger de la pertinence d'une gestion en particulier. Dans cette optique, les valeurs liées à la problématique du feu sont donc toutes censées pouvoir être exprimées en une même unité de mesure (l'argent). Ces valeurs peuvent donc être assimilées les unes aux autres, et ce, quelles que soient leur essence (matérielle, émotionnelle, esthétique, culturelle, etc.), l'ordre de justification qu'elles suscitent (civique, marchand, industriel, domestique, etc.)[96] et la dimension dans laquelle elles se cristallisent (sociale, économique, politique ou écologique). En d'autres termes, toutes ces valeurs sont supposées être entièrement commensurables les unes par rapport aux autres.

Cette commensurabilité est par ailleurs « *forte* » dans le sens où chaque élément ou « fonction » composant le milieu forestier se voit attribuer une valeur numérique concrète, assimilable certes à celle des autres éléments, mais en même temps autonome par rapport à celles-ci (car interprétable séparément). La notion de commensurabilité peut en effet avoir une signification « *forte* » ou « *faible* » selon l'interprétation qui est faite de l'étalon de mesure retenu (O'Neill 1993 : 102). Si l'étalon est interprété de façon cardinale (comme cela est proposé dans l'Economie du feu), autrement dit, s'il existe une propriété particulière et singulière que tous les objets possèdent et qui constitue la source de leur valeur et que par ailleurs l'étalon de mesure considéré indique le montant ou le degré dans lequel cette propriété est présente dans l'objet en question, alors la commensurabilité est dite « *forte* ». Par exemple, lorsque les « créateurs » du modèle C+NVC

[96] Nous faisons référence ici aux travaux de Boltanski & Thévenot (1991) et de Godard (2004a).

affirment que les valeurs associables aux enjeux forestiers « *doivent être exprimées en unités monétaires puisque l'argent constitue le dénominateur commun à travers lequel les bénéfices et les coûts des programmes de gestion du feu peuvent être agrégés et comparés les uns avec les autres* » (Althaus & Mills 1982 : 1), ces auteurs assument et tentent de faire assumer que l'argent constitue la « *super-valeur* »[97] dans laquelle tous les enjeux concernés par le feu peuvent être transformés et à travers laquelle chacun d'eux peut être concrètement mesuré puis compensé ou agrégé aux autres. Ces auteurs imposent donc une commensurabilité « *forte* ». Si, au contraire, l'étalon de mesure est interprété de façon ordinale, c'est-à-dire, s'il ne permet que de classer les différentes options les unes par rapport aux autres sans leur attribuer une mesure concrète et autonome, il n'implique alors qu'une commensurabilité « *faible* »[98] (O'Neill 1993 : 103-104).

Le troisième sophisme de l'Economie du feu consiste donc à conditionner la rationalité du choix d'une certaine gestion du feu à l'application dans le processus de décision de l'hypothèse de commensurabilité « forte ». Autrement dit, selon les économistes du feu, si les valeurs considérées dans l'évaluation ne sont pas toutes exprimées en une seule et unique unité de mesure (en l'occurrence en unités monétaires), leur articulation ne peut pas être rationnelle et ne peut aboutir que par pur hasard au résultat le plus souhaitable en termes de bien-être social.

Ce troisième sophisme incarne l'un des éléments fondamentaux de l'Economie de l'Environnement tout domaine confondu. Dans leur manuel de référence, Turner et al. (1994 : 108) soulignent en effet que « *les individus et les décideurs doivent réaliser des arbitrages dans le monde réel et* [que] *pour cela, il est indispensable de savoir ce qui est arbitré. Or, il est impossible de savoir cela tant qu'on ne connaît pas la valeur économique des actifs environnementaux. Pour pouvoir réaliser des comparaisons englobant des biens ou des services exempts de prix, il faut donc leur attribuer une valeur (…)* ». Dans la littérature spécifique à l'Economie du feu, Rideout et al. (1999 : 217) affirment, eux, que « *pour pouvoir déterminer si une gestion du feu représente ou pas un accroissement du bien-être social, on doit pouvoir mesurer* [monétairement] *le gain net des bénéfices que cette gestion procure »*[99].

Ce troisième sophisme peut être également illustré à travers divers rapports officiels ou évaluations publiques. L'idée selon laquelle un choix collectif ne peut être rationnel que s'il s'appuie sur un exercice de commensuration (monétaire) préalable dépasse en effet le monde purement académique ou scientifique et est largement ancrée dans l'esprit des décideurs publics (ce qui démontre d'ailleurs l'emprise de la théorie économique sur les institutions de prise de décisions environnementales). Ainsi, par exemple, dans son rapport sur la gestion des risques naturels, la Cour des Comptes remarque que « *l'Administration ne s'est pas donné les moyens de définir des orientations de politiques publiques selon une analyse par risques, en termes de coûts et d'avantages (…). Faute d'informations suffisantes, les choix de l'Etat ne peuvent être faits de manière rationnelle* » (Cour des Comptes 2009 : 652).

[97] Terme employé entre autres par Griffin (1988 : 75-90) ou Beckerman & Pasek (1997 : 9).

[98] L'échelle ordinale à travers laquelle se concrétise la commensurabilité faible implique d'accepter à son tour l'hypothèse dite de comparabilité « *forte* ». D'après celle-ci, bien qu'il n'existe pas une unité de mesure concrète à travers laquelle toutes les alternatives envisagées peuvent être numérisées et classées les unes par rapport aux autres, ces différentes options peuvent être tout de même hiérarchisées selon un seul et unique élément de comparaison (O'Neill 1993 : 104).

[99] Passages traduits par l'auteur.

Dans cette section, nous démontrerons que l'application de l'hypothèse de la commensurabilité « *forte* » à la problématique du feu conduit les économistes du feu à compresser par la force une pluralité irréductible de valeurs et de ce fait, à réaliser des tours de passe-passe comptables pour le moins extravagants **(sous-section 2.3.1)**. Nous verrons par ailleurs que la commensurabilité de ces valeurs implique une représentation excessivement réductrice du milieu évalué et attribue notamment un poids disproportionné aux usages réalisés par la société humaine **(sous-section 2.3.2)**. Nous analyserons enfin les implications de l'incommensurabilité de valeurs par rapport à la recherche collective d'un mode de vie avec le feu **(sous-section 2.3.3)**.

2.3.1 L'hypothèse de la commensurabilité « forte », à l'origine d'une comptabilité « par l'absurde » des propriétés de la forêt méditerranéenne

La volonté d'exprimer tous les enjeux concernés par le feu en une seule et unique unité de mesure pour ainsi mieux les comparer et les substituer les uns par les autres se traduit le plus souvent par un exercice de compression (par la force) à travers lequel les différentes valeurs en jeu sont altérées, voire complètement dénaturées. Leur amoncellement postérieur sous l'égide monétaire se concrétise ainsi par une comptabilité tarabiscotée et en grande partie irréelle.

A titre illustratif, nous proposons ici de décortiquer le travail de Montagné et al. (2005), qui a déjà été présentée antérieurement et dont la relevance est évidente par rapport à notre recherche (il s'agit en effet de la seule évaluation monétaire réalisée à ce jour sur le milieu forestier méditerranéen français). Regardons donc d'un peu plus près les valeurs monétaires que ces auteurs proposent pour chacune des différentes « fonctions » retenues vis-à-vis de la forêt méditerranéenne. Nous constaterons par exemple que les « *valeurs d'usage indirect* » autres que la séquestration de carbone (comme par exemple la protection des bassins versants, la purification de l'eau, la préservation de la fertilité des sols, etc.) sont estimées par le biais de la « méthode des dépenses de protection »[100]. D'après les auteurs, en effet, « *l'ensemble de ces dépenses* [de protection] *peut être considéré comme une mesure de la valeur minimale attribuable aux bénéfices fournis par ces forêts. L'estimation de ces valeurs repose donc sur l'hypothèse selon laquelle ces bénéfices seraient au moins égaux aux dépenses consenties dans le but d'éviter les dommages. En zone méditerranéenne, il s'agit essentiellement de la lutte contre les incendies de forêt (…)* » (Montagné et al. 2005 : 294).

D'après les calculs des auteurs, ces fonctions auraient donc une valeur (minimale) de 79 M€/an, parmi lesquels 23 M€ correspondent aux dépenses annuelles de prévention contre les incendies et 50 M€ aux dépenses annuelles de lutte contre le feu[101]. Autrement dit, environ 11% de la valeur totale de la forêt méditerranéenne française (soit 648 M€/an) correspondrait en fait à la facture de la gestion du feu (73 M€/an). Une telle opération comptable permet certes une commensuration simple et rapide en unités monétaires pour des valeurs non marchandes autrement difficilement assimilables les unes aux autres, mais repose cependant sur des hypothèses qui vident de tout son sens la démarche comptable entreprise par les auteurs.

[100] Parmi toutes les valeurs d'usage indirect considérées par les auteurs, seule la séquestration de carbone est évaluée autrement.
[101] 6 M€ correspondent aux dépenses liées é la protection des terrains de montagne.

Tout d'abord, l'opération comptable proposée par Montagné et al. (2005) repose sur l'idée (déjà réfutée) selon laquelle les dépenses de protection contre le feu et les fonctions écologiques de la forêt constituent des biens parfaitement substituables[102]. Les auteurs assument en effet l'existence d'un lien concret et chiffrable entre le niveau du budget de protection et la quantité et/ou la qualité des services écologiques que la forêt fournit à la société humaine. Comme nous l'avons vu dans la section 2.1 de ce même chapitre, ce lien est critiquable aussi bien théoriquement qu'empiriquement. En effet, le budget de protection peut être accru (ou diminué) sans que la surface parcourue par le feu, et donc l'impact sur les fonctions écologiques en question, diminue (ou augmente) pour autant.

Le raisonnement des auteurs implique par ailleurs d'assumer l'hypothèse selon laquelle le budget de protection (regroupant donc les dépenses de prévention et celles de lutte) constitue une variable décisionnelle à part entière : les gestionnaires du risque et/ou les décideurs compétents valoriseraient d'abord les fonctions écologiques menacées par le feu puis détermineraient ensuite, rationnellement, un niveau de protection adéquat et adapté à cette valeur. Dans la réalité, cependant, les dépenses de protection contre le feu et surtout les dépenses de suppression (ou de lutte) constituent plutôt une variable de résultat liée à des facteurs divers tels que la présence d'enjeux humains plus ou moins exposés dans le bassin à risque, les efforts réalisés en matière de prévention, les conditions météorologiques ou encore, des facteurs « *systémiques* » dépassant la seule problématique du feu[103]. Comme cela a été souligné à travers notre revue bibliographique sur l'Economie du feu (voir chapitre 1), ainsi que par les résultats de notre travail de terrain (chapitres 5 et 8), le niveau de protection contre le feu est aussi largement influencé par : (i) la conjoncture économique à l'échelle nationale ; (ii) la vision majoritaire des experts vis-à-vis de l'impact du feu sur le milieu naturel ; (iii) l'impact émotionnel d'un feu particulièrement dévastateur ; ou encore, (iv) le poids politique des différents acteurs susceptibles de gérer le feu sur le territoire concerné.

Par ailleurs, et tel que cela est souligné dans le rapport de la Mission Interministérielle de 2010 et par la Commission des Comptes dans son étude sur la gestion des risques naturels, la facture estimée pour la gestion du feu résulte d'une comptabilité « *approximative* » et « *incomplète* » aussi bien à l'échelle étatique que départementale ou locale (voir chapitre 3). La diversité des acteurs engagés dans la gestion du feu, la pluralité des financements mobilisés, le manque de coordination administrative entre les parties prenantes et l'absence d'une vraie comptabilité analytique menée par des acteurs clés comme les SDIS (Services Départementaux d'Incendies et de Secours) nuancent donc très fortement la signification réelle du budget total de protection en tant que décision globale cohérente et collectivement réfléchie.

[102] La méthode des dépenses de protection s'inspire de la théorie du choix du consommateur. Elle repose sur l'hypothèse de base selon laquelle le montant que la société alloue à la protection d'un *bien environnemental* correspond exactement au CAP pour maintenir une certaine quantité ou qualité de ce bien. Le raisonnement assume donc une substitution parfaite entre le *bien environnemental* en question et les activités de protection envisagées (Desaigues & Point 1993 : 77 ; Turner et al. 1994 : 116).

[103] A ce sujet, par exemple, la Mission Interministérielle sur le « Changement climatique et l'extension des zones sensibles aux feux de forêts » explique l'évolution des dépenses de protection contre le feu (+50% entre 1988 et 2008) par la professionnalisation de l'armée et des SDIS, la prise en charge des pensions militaires dans le cadre de la LOLF, ou encore, l'amélioration globale des rétributions versées aux sapeurs-pompiers (Chatry et al. 2010 : 34-47). Difficile d'y voir un lien direct avec la valeur que la société attribue à la forêt méditerranéenne…

En outre, en assimilant la valeur des fonctions écologiques de la forêt à la facture de la gestion du feu, les auteurs corrèlent de fait cette valeur au nombre, à la taille et à l'intensité des incendies de forêt. Ces éléments ont en effet un impact notoire sur la quantité de moyens de suppression déployés et par conséquent, sur la facture finale de la lutte contre le feu (celle-ci représente environ deux tiers des dépenses totales de protection ; voir chapitre 3). Autrement dit, selon la logique de Montagné et al. (2005), plus la forêt brûle, plus il faut de moyens pour gérer ces grands feux et plus la valeur totale des « *usages indirects* » de la forêt s'accroît. Et ce, non pas parce que ces fonctions deviennent plus rares, mais parce que l'intensification du phénomène exige plus de moyens pour le gérer !

Une analyse similaire peut d'ailleurs être proposée à l'échelle non plus temporelle, mais spatiale : en effet, si l'on considère deux massifs forestiers ayant des caractéristiques écologiques à l'origine similaires mais étant différemment soumis à l'aléa « feu » (supposons par exemple que dans l'un de ces deux massifs l'aléa induit augmente du fait d'une fréquentation de plus en plus importante ou par la présence de nouveaux « points chauds » tels qu'une décharge ou une voie ferrée), la valeur des « *usages indirects* » sera logiquement plus élevée dans le massif où les incendies sont plus fréquents, plus intenses ou plus vastes[104].

Les problèmes logiques du raisonnement proposé par Montagné et al. (2005) ne s'arrêtent pas là. Ils concernent également les dépenses de pré-suppression. Selon la logique de ces auteurs, en effet, l'achat d'un nouveau camion de pompiers ou celui d'un nouvel avion de surveillance est assimilé à un accroissement immédiat de la valeur de la régulation du microclimat ou de la fertilité des sols, et ce, même si ce camion ou cet avion ne sont jamais utilisés[105] ! D'ailleurs, selon le raisonnement de ces auteurs, plus la productivité de ces moyens d'intervention est limitée (en termes de surface protégée ou surveillée par euro dépensé), plus la valeur des « *usages indirects* » est, elle, élevée (en tout cas, pour un même budget de protection). Autrement dit, la valeur des fonctions écologiques de la forêt méditerranéenne serait inversement proportionnelle à l'efficacité des moyens de prévention et de lutte contre le feu[106], ce qui n'a bien évidemment aucun sens.

Par ailleurs, même si l'on accepte l'hypothèse selon laquelle les dépenses de protection constituent une variable de décision et qu'elles ne sont donc pas majoritairement déterminées par les facteurs exogènes évoqués antérieurement, il n'y a aucune raison pour que leur montant reflète la valeur que la société attribue à la forêt méditerranéenne en tant que telle. En effet, et tel que nous l'avons déjà dit, le déploiement de moyens de lutte et la mise en place de moyens de prévention répondent en grande partie à la volonté de protéger les biens et les personnes dans le bassin à risque, et non pas la

[104] Il est important de remarquer que la plupart des évaluations proposées au sein du projet MEDFOREX considèrent le feu plutôt comme une externalité négative et soustraient donc le montant dépenses de reconstitution après le passage du feu à la valeur économique totale de la forêt (les dépenses de protection étant, elles, tout simplement ignorées). Ces différentes façons de considérer le feu vis-à-vis de la valeur totale de la forêt démontrent à quel point les valeurs estimées par les économistes vis-à-vis des milieux forestiers dépendent des choix méthodologiques qu'ils opèrent au cours de l'évaluation.

[105] Dans ce sens et en reprenant la logique du modèle C+NVC, l'impact d'une augmentation de P ne se limiterait pas à une variation plus ou moins grande de Q_i' (c'est-à-dire, de la quantité de ressources existantes après le passage du feu), mais impliquerait en outre une augmentation immédiate de V_i (la valeur unitaire des ressources forestières considérées). L'achat d'un nouvel engin de lutte aurait donc un effet indéterminé sur la valeur du NVC (avec d'un côté, un déplacement le long de la courbe initiale, et d'un autre côté, le saut de cette première courbe à une deuxième courbe NVC' avec V_i').

[106] En euros dépensés par hectare de forêt protégé.

forêt elle-même[107]. Cela est mis en avant aussi bien par le cadre normatif régulant la gestion du risque, que par la littérature scientifique sur les feux de forêt ou encore, par les témoignages récoltés lors de notre travail de terrain. Dans cette logique donc, plus la forêt compte d'infrastructures humaines exposées à l'aléa, et plus la valeur de ses fonctions écologiques sera, elle, élevée (voir sous-section 2.3.2).

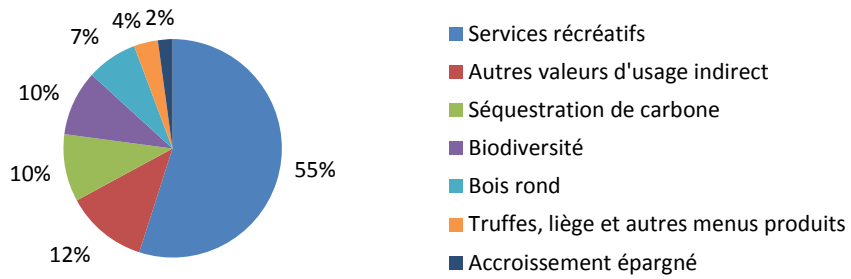
Enfin, même en faisant abstraction de l'argument précédent et en supposant que le budget de protection puisse s'expliquer par les caractéristiques du milieu naturel *per se*, on ne voit pas alors pourquoi il devrait refléter uniquement les services écologiques et ignorer donc d'autres enjeux ou fonctions environnementales comme le paysage, la biodiversité ou les activités récréatives (des valeurs toutes englobées dans des catégories autres que les « usages indirects » et valorisées donc par ailleurs à travers diverses méthodes d'évaluation monétaire)...

Bref, tous ces arguments montrent comment l'économiste de l'environnement peut être pris à son propre jeu, se piégeant lui-même dans une nasse comptable de laquelle il n'est plus capable ressortir sans l'aide d'hypothèses complètement irréalistes. Obnubilés par un réflexe compulsif de numérisation et de commensuration, les économistes du feu finissent le plus souvent par appliquer des raisonnements comptables qui défient le bon sens et dont le résultat est un bilan qu'eux seuls peuvent tenir pour acceptable.

2.3.2 Une vision excessivement réductrice du problème du feu

Deuxièmement, l'utilisation de l'hypothèse de la commensurabilité « *forte* » implique par ailleurs une évaluation des milieux forestiers inévitablement réductrice car excessivement anthropique et impliquant une surestimation des « *valeurs d'usage direct* » face aux autres valeurs de la forêt. Dans le cadre du projet MEDFOREX par exemple, les valeurs d'usage indirect ne représentent que 12 % de la valeur totale estimée pour la forêt méditerranéenne française (voir figure 2.16)[108].

Figure 2.16 : Répartition de la valeur totale de la forêt méditerranéenne française (calculs réalisés dans le cadre du projet MEDFOREX)



Source : Montagné et al. (2005)

[107] Dans le jargon économique on dira que les activités de protection sont à l'origine de « *services joints* » (Desaïgues & Point 1993 : 78) et de ce fait, leur montant ne devrait pas être attribué à la seule compensation de la dégradation de la qualité de l'environnement.

[108] Dans ce graphique, les valeurs d'usages sont représentées en bleu. Les parts correspondantes aux valeurs de non-usage sont, elles, coloriées en vert.

Imaginons deux forêts en région méditerranéenne. Supposons que l'une de ces deux forêts est de type péri-urbain et qu'elle donc soumise à une forte pression anthropique, avec de nombreux sentiers de randonnée, diverses pistes de VTT (parfois empruntées par des motos ou des quads), plusieurs zones de jeux (parcs « accrobranches », terrains de paintball, etc.), un camping, plusieurs zones de restauration, etc. Supposons maintenant une deuxième forêt, elle, éloignée de toute zone urbaine et plutôt enclavée du fait d'un relief accidenté et d'un réseau routier limité et peu entretenu. Supposons par ailleurs que cette forêt abrite de nombreuses espèces de faune et de flore, certaines en voie de disparition. A la vue des résultats du projet MEDFOREX en France et de la commensuration de toutes les valeurs forestières en unités monétaires, il semble logique d'imaginer que la valeur totale de la première forêt sera supérieure à celle de la deuxième. Autrement dit, si pour une raison ou une autre, le décideur compétent ne pouvait en protéger ou ne pouvait en sauvegarder qu'une seule forêt, le choix rationnel consisterait à préserver la première au détriment de la deuxième. Pourtant, si l'évaluation avait été réalisée non plus en considérant exclusivement des unités monétaires, mais plutôt en y appliquant des indicateurs biologiques, le choix du décideur aurait été sûrement différent[109].

En fait, tel que rappellent Holland & Roxbee-Cox (1996 : 13-14), l'évaluation monétaire de la nature ne considère comme motivation valable que la « *quantité d'usage quantifiable* » que l'être humain fait ou peut faire du milieu naturel, de telle sorte que si l'on considère « *deux sites ayant les mêmes fonctions écologiques, celui étant le plus proche à une agglomération aura probablement plus de valeur dans le cadre d'une Analyse Coûts-Bénéfices (ACB). Ce site n'a pourtant pas plus de valeur que l'autre ; ses qualités sont tout simplement plus accessibles* » (ibidem)[110].

Comme pour l'immense majorité des systèmes socio-écologiques, il n'existe en fait aucune unité de mesure à travers laquelle les valeurs concernées par le phénomène du feu (et les justifications qui leur sont rattachées) ne pourraient être mutuellement réductibles ou automatiquement comparées les unes aux autres par le biais de simples algorithmes (O'Neill 1993 : 113 ; Foster 1994 : 137 ; Munda et al. 1995 : 146 ; O'Connor 1997 : 164 ; O'Neill & Spash 2000 : 528 ; etc.). La protection des infrastructures et des activités humaines, la richesse biologique et la qualité de l'écosystème forestier, les impacts sur le paysage forestier, la place donnée aux activités traditionnelles, l'intérêt récréatif de la forêt, la confiance sociale (au sein de la population locale et par rapport aux gestionnaires du risque), la viabilité financière des activités de protection, le partage des responsabilités (etc.) sont autant de dimensions du problème et de valeurs singulières à considérer dans l'évaluation. Il ne s'agit pas là d'un simple « puzzle » technique que l'on peut reconstituer à l'aide d'un modèle univoque, mais plutôt d'un problème politique essentiellement inextricable et inéluctablement controversé (Stirling 1997 : 187).

[109] Muradian (1999) propose un raisonnement similaire en comparant la valeur monétaire attribuée au Parc National des îles Galapagos (dans lequel l'activité de pêche est fortement réglementée) et celle associée à la mer des Wadden (mer côtière s'étendant le long du littoral de la mer du Nord, des Pays-Bas jusqu'au Danemark), dans laquelle le secteur aquacole est largement implanté.
[110] Traduction par l'auteur.

2.3.3 Les implications de l'incommensurabilité de valeurs…

Mais, étant donnée cette incommensurabilité de valeurs, est-il alors impossible de comparer plusieurs alternatives de gestion du feu ou, de façon plus globale, de choisir rationnellement un mode de vie avec le feu ? Comme on le verra tout de suite, la réponse à cette question dépend largement de la façon dont on conçoit les notions de rationalité et de comparabilité (O'Neill 1993 : 117 ; O'Neill 1997b : 548).

Pour les économistes du feu, pour qui la rationalité est conçue de façon purement « *instrumentale* » ou « *substantielle* »[111], cette question ne fait l'ombre d'un doute : le choix « rationnel » d'une stratégie de protection au détriment des autres exige de pouvoir commensurer, comparer puis compenser pour ainsi maximiser l'utilité totale et le bien-être collectif. Tel que nous l'avons souligné dans le chapitre 1, l'Economie du feu réduit le problème du feu au choix d'un gestionnaire du risque qui, disposant de ressources limitées et étant confronté à plusieurs alternatives de protection (accroissement des moyens de suppression, augmentation des surfaces débroussaillées, développement des brûlages dirigés, etc.), cherche la meilleure de ces options, à savoir, la stratégie maximisant l'utilité ou l'efficience totale. Dans cette logique, le choix n'est alors considéré « rationnel » que s'il découle automatiquement de la résolution d'un problème algorithmique au sein duquel le gestionnaire associe des conséquences concrètes à chacune des stratégies envisagées (hectares épargnés du feu, impact sur le paysage, etc.), leur assigne des probabilités et attribue enfin à chacune d'elles une note « homogène » exprimée en termes d'utilité (ou de bénéfices nets). Faute de ces procédures mathématiques, la décision publique est considérée viciée ou incohérente[112]. Dans ce cadre d'analyse (très) particulier, les notions de commensurabilité et de choix « rationnel » peuvent alors être considérées indissociables (Beckerman & Pasek 1997 : 23).

Cependant, comme nous l'avons vu à travers les exemples (non exhaustifs) proposés dans les deux sous-sections précédentes, la volonté de réduire les valeurs du feu à une seule et unique unité de mesure se traduit le plus souvent par des représentations certes homogènes, mais le plus souvent irréalistes et arbitraires.

Car, contrairement à ce que laissent entendre les économistes du feu, l'impossibilité de commensurer et de décider en fonction de simples calculs mathématiques ne doit pas être perçu comme une entrave à la rationalité. Au contraire, le constat de cette incommensurabilité constitue une opportunité pour transformer la notion de rationalité et s'affranchir (enfin) du scientisme hybristique et stérile qui caractérise l'Economie du feu. En énonçant l'inexistence d'une « *super-échelle métrique* »[113], on peut affirmer par la même occasion que l'idéal du choix algorithmique est

[111] D'après Simon (1976 : 130), un comportement est « substantiellement » rationnel dans la mesure où il est approprié à la réalisation d'objectifs prédéfinis, et ce, dans les limites imposées par des conditions et des contraintes données.

[112] Cramponnés à cette conception de la rationalité, les économistes du feu se sont focalisés quasi exclusivement sur la création et le perfectionnement progressif de modèles axiomatiques de choix au sein desquels les rapports de pouvoir, les valeurs en jeu et les justifications autour du feu sont complètement ignorés (voir sections 2.2.3 et 2.2.5). D'ailleurs, aujourd'hui l'Economie du feu se définit davantage par sa méthode (l'identification mathématique du choix « rationnel » de gestion du risque), que par le sujet qu'elle analyse (l'évaluation des différentes façons dont la société peut vivre avec le phénomène du feu).

[113] Williams (1973 : 98), cité dans Beckerman & Pasek 1997.

non seulement impossible mais aussi indésirable (Holland et al. 1996 : 40 ; O'Neill 1997b : 548 ; O'Connor 2000 : 181 ; Schmid 2002 : 146 ; Paavola 2002 : 97 ; etc.).

Car, en réalité, l'inexistence de cette *super-échelle* ne constitue ni un obstacle à la comparabilité, ni un facteur d'inhibition de la rationalité (O'Neill 1993 : 116). Le lien tissé par les économistes du feu entre l'incommensurabilité et l'incomparabilité est en fait entièrement assujetti à l'acception « *forte* » du concept de comparabilité[114]. Et cette acception n'est ni universelle ni exhaustive. On peut en effet comparer « *faiblement* » (mais rationnellement) plusieurs options de gestion ou plusieurs scénarios sans avoir recours à une « *super valeur* ». Dans ce cas de figure, cependant, les options ou scénarios évalués ne peuvent être considérés bons ou mauvais que par rapport à une perspective et une description particulières (O'Neill 1993 : 107 ; Martínez-Alier et al. 1998 : 280), de telle sorte que les conflits existant entre les alternatives étudiées (et entre les valeurs que chacune de ces alternatives mettent en avant) ne peuvent être que « *partiellement résolus* ». Dans la logique de la comparabilité « *faible* » en effet, la comparaison des options ou des scénarios n'aboutit pas à une seule et unique solution, mais à plusieurs solutions acceptables non hiérarchisées (O'Neill et al. 2008 : 85). La comparabilité « *faible* » requiert donc un cadre d'évaluation ouvert (participatif) et pluraliste (multicritère) au sein duquel l'attention n'est plus focalisée sur un exercice de compensation et d'optimisation, mais plutôt sur l'explicitation des valeurs en présence et sur l'identification (collective) des compositions possibles et acceptables d'un point de vue sociétal. Et pour qu'un tel cadre puisse se concrétiser factuellement, la confrontation dialectique des raisons et des justifications doivent remplacer progressivement les calculs de maximisation (Jacobs 1997 : 221 ; O'Connor 1997 : 164 ; Bromley 2007 : 677 ; etc.). Comme le soulignent O'Connor et al. (2001 : 34), *« le rôle de l'expert en sciences sociales (économiste, sociologue, anthropologue, etc.) est d'offrir au décideur politique un avis pas autant sur l'efficacité, mais davantage sur les significations et sur la légitimité (ou non) des différents objectifs et des différentes politiques aux yeux des différents groupes concernés* ».

Un tel exercice fait donc appel à une rationalité non plus « instrumentale » ou « *substantielle* », mais plutôt « *procédurale* » et « *expressive* » (O'Neill & Spash 2000 : 534 ; Stagl 2004 : 57 ; etc.). Dans ce sens, et d'après Simon (1976 : 131), « *un choix est procéduralement rationnel dans la mesure où il résulte d'une délibération appropriée* ». Dans cette logique, le jugement de rationalité est donc porté davantage sur le processus de choix, que sur les résultats de ce dernier. Il s'agit là d'un nouveau focus évaluatif dont la pertinence vis-à-vis d'une problématique comme la nôtre s'avère d'autant plus évidente que le(s) résultat(s) du processus de choix dépend(ent) de la mise en pratique d'une ou d'une autre « *Institution Articulatrice de Valeurs* » (voir sous-section 2.2.3.1) et des particularités inhérentes à chaque évaluation ou chaque cas d'étude (Vatn 2005a : 351 ; Munda 2006 : 89 ; Spash 2008a : 38 ; etc.).

Dans le cadre de la rationalité « *expressive* », un processus de choix est considéré rationnel dès lors qu'il permet d'exprimer convenablement les attitudes des individus par rapport à un objet, un milieu particulier et les autres individus concernés (Beckerman & Pasek 1997 : 15 ; O'Neill et al. 2008 : 84). L'idée centrale ici est que les choix des individus ne constituent pas tant un moyen d'atteindre un but

[114] De ce point de vue, la comparabilité est assimilée à la possibilité de comparer et/ou de hiérarchiser les options envisagées à travers un seul et unique élément de comparaison.

prédéterminé que l'expression de valeurs et de connaissances particulières. La notion de rationalité « *expressive* » souligne donc l'importance des significations accordées à un choix et des façons dont celui-ci peut être perçu. Car, comme le remarque Anderson (1993 : 202), un même choix peut évoquer des justifications, des contraintes ou des expectatives complètement différentes d'un individu à l'autre. La déduction ou l'interprétation des valeurs des individus à partir de leurs seules préférences (révélées ou déclarées) est donc inévitablement tronquée, voire complètement faussée.

Dans ce travail de recherche nous proposons plus concrètement de composer avec cette incommensurabilité de valeurs (et avec les autres caractéristiques du feu évoquées dans ce chapitre, à savoir, la complexité, l'ambiguïté, l'incertitude, etc.) à travers une Approche Participative MultiCritère (APMC). Au sein de cette approche, les enjeux économiques côtoient des critères sociaux, environnementaux ou politiques, et les unités monétaires sont juxtaposées à d'autres échelles de mesure n'ayant rien à voir ni avec l'argent ni avec la disposition à payer ou à accepter.

Dans ce nouveau cadre évaluatif, quelle place attribuer aux modèles et aux évaluations monétaires proposées par les économistes du feu (sections 1.2 et 1.3) ? De nombreux économistes hétérodoxes proposent d'intégrer ces éléments au sein des APMC au même niveau que les autres critères retenus dans l'évaluation (Munda et al. 1995 : 147 ; Martínez-Alier et al. 1998 : 283 ; Dodgson 2009 : 18 ; etc.). Comme le remarquent O'Neill (1997b : 549), Spash (2008b : 262) ou Kallis et al. (2013 : 98) entre autres, ce positionnement se base principalement sur des arguments d'ordre pragmatique : étant donné l'importance quasi hégémonique de la chrématistique dans la sphère politique, les milieux naturels risquent d'être davantage dégradés si aucune valeur monétaire ne leur est attribuée (même lorsque la valeur en question est tout à fait critiquable) [115]. Munda (2006 : 90) souligne par exemple que « *l'attribution d'un prix aux éléments du patrimoine culturel* [l'auteur établit un parallélisme entre les éléments culturels et les milieux naturels] *qui sont sous-estimés ou ignorés dans le marché, donne un signal à la société et peut contribuer à leur usage plus rationnel, augmentant ainsi les chances pour qu'ils soient mieux conservés* »[116,117].

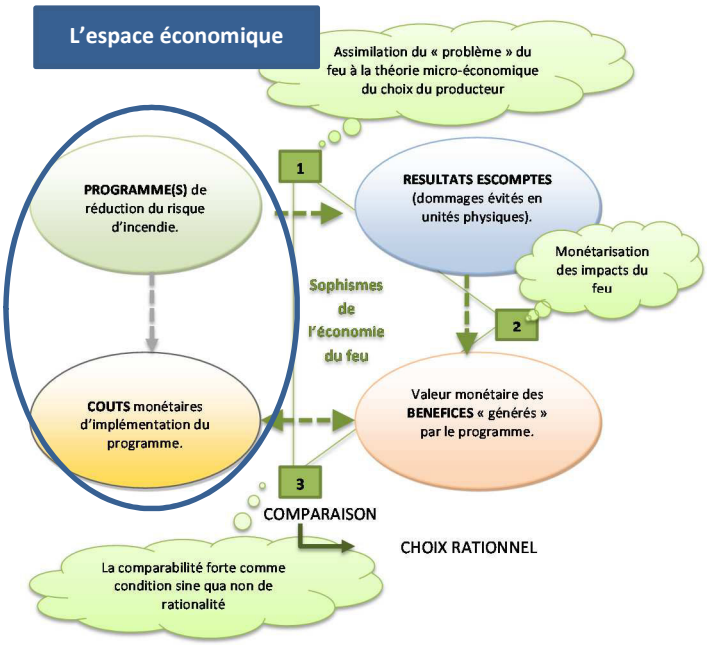
Dans ce travail de recherche, nous optons pour la seule considération des dépenses d'implémentation des programmes de protection. Ces dépenses constituent d'ailleurs ce que nous dénommons « l'espace économique » vis-à-vis de la problématique du feu (voir figure 2.17 sur la page suivante). Au-delà de cet espace, nous proposons donc comme règle générale la non-considération des valeurs monétaires associées aux impacts du feu, avec la seule exception des évaluations ex post concernant les biens marchands (habitations, bois commercialisable, etc.). Nous ne considérons donc pas les valeurs monétaires attribuées (ou attribuables) aux dommages évités en termes de paysage, d'intérêt récréatif, de qualité de l'écosystème ou de santé humaine. Ces enjeux ne sont pas pour autant ignorés ; leur intégration dans le cadre d'évaluation se fait cependant autrement que par le biais d'unités monétaires.

[115] Ce raisonnement n'est pas limité aux seuls chercheurs. Des associations de protection de la nature ont également recours à ce genre d'évaluation pour mieux « protéger » un milieu. Le WWF a publié par exemple un rapport qui met clairement en avant la valeur monétaire de la forêt méditerranéenne pour ainsi mieux « *replacer le monde forestier dans l'économie moderne* » et éviter des « *distorsions dans un contexte de libéralisation économique et de vérité des coûts et des prix* » (Rapport WWF 2004 : *Si la forêt m'était comptée*).

[116] Traduit par l'auteur.

[117] Dans un autre papier, Munda (2009 : 308) affirme « *ne pas s'opposer au fait d'associer une valeur monétaire aux ressources naturelles, aux puits environnementaux, aux espaces naturels ou à l'héritage culturel* » dans la mesure où *« ces différentes valeurs* » sont intégrées dans un cadre d'évaluation multicritère.

Figure 2.17 : « L'espace économique » et les trois sophismes de l'Economie du feu



Source : auteur

Un tel choix se base sur trois arguments principaux (mises à part les limites de ces valeurs monétaires évoquées tout au long de ce chapitre) : premièrement, le feu constitue un phénomène essentiellement ambigu. A la différence donc de la pluie acide, de la pollution des nappes phréatiques ou de la déforestation de l'Amazonie, il n'est ni bon ni mauvais en soi. Sous certaines formes, dans certaines conditions, son impact peut être brutal. Mais sa suppression systématique peut avoir elle aussi des répercussions très négatives sur le milieu. Les parades déployées pour le gérer ont d'ailleurs parfois un impact supérieur au feu lui-même, que ce soit d'un point de vue social, qu'économique ou écologique… On ne peut donc pas affirmer univoquement qu'il soit souhaitable de protéger davantage la forêt face au feu (entre autres, en attribuant des valeurs monétaires au milieux concernés).

Deuxièmement, las valeurs monétaires et les modèles de choix proposées par les économistes du feu ne constituent pas des critères de choix comme les autres, puisqu'ils ont une vocation exhaustive et cherchent à englober les autres critères d'évaluation (le concept de Valeur Economique Totale de la forêt illustre bien cette « *colonisation* » de l'espace non-économique). Les critères monétaires ainsi obtenus ne peuvent donc pas être placés au même niveau que les autres critères d'évaluation.

Enfin, troisièmement, le fait d'attribuer une valeur monétaire à la forêt méditerranéenne ne garantit en rien une meilleure protection de ce milieu, même pas lorsque la valeur en question est très élevée (Spash 2008b : 262). Au contraire, comme le remarque entre autres O'Connor (1993 : 11), *« le plus souvent, cette transformation* [de la nature] *en capital n'est pas un signal de respect et de soutien authentiques, mais fonctionne au contraire comme véhicule de désappropriation, de dépossession et de report des coûts opérant sur une énorme échelle* »[118].

[118] Par « *transformation en capital* », O'Connor (1993) entend « *la représentation du milieu biophysique (la nature), des économies non industrielles et de la sphère domestique humaine (la nature humaine) comme*

2.4 Conclusion

Dans ce deuxième chapitre, nous avons analysé les limites de l'Economie du feu (ses caractéristiques avaient été exposées dans le chapitre précédent). Comme nous avons eu l'occasion de voir, ces limites peuvent être structurées autour de trois grands sophismes sur lesquels s'appuie l'analyse économique du problème du feu.

Dans la **section 2.1**, nous avons vu que la complexité et l'incertitude qui caractérisent le phénomène du feu rendent complètement inappropriés les liens numériques traditionnellement établis par les économistes du feu entre les budgets de protection et le niveau des dommages occasionnés par le feu (en unités physiques). Par ailleurs, et comme cela a été expliqué, l'introduction de la notion de risque dans le cadre d'analyse économique (le risque étant conçu comme la variabilité probabilisable de l'impact du feu sur les enjeux exposés) ne change en rien la donne. Au contraire, elle montre à quel point les économistes s'offusquent dans leur volonté de numérisation et comment cette obsession les éloigne progressivement du bon sens.

La **section 2.2** nous a permis de présenter les problèmes intrinsèques à la transformation des différents impacts du feu en unités monétaires. Nous l'avons vu, cet exercice bute inexorablement sur : (i) des problèmes d'ordre socio-institutionnel (liés principalement aux hypothèses faites par les économistes du feu sur l'exogénéité, l'atomicité et la neutralité des préférences des individus vis-à-vis des enjeux exposés au feu) ; (ii) des problèmes relatifs aux caractéristiques matérielles du milieu forestier dans lequel le feu éclot et se propage (et concernant notamment les processus d'individualisation et d'abstraction inhérents à l'exercice de monétarisation) ; et enfin, (iii) des problèmes philosophiques (notamment le conséquentialisme sous-jacent à l'évaluation monétaire et la définition du bien-être social par le biais de l'utilitarisme des préférences). Il s'agit dans tous les cas d'obstacles indépassables par le simple raffinement des techniques de monétarisation utilisées, et exigeant au contraire l'adoption d'un cadre d'analyse alternatif et pluraliste.

Enfin, dans la **section 2.3**, nous avons souligné l'incommensurabilité des valeurs concernées par le « problème » du feu et critiqué le lien que l'Economie du feu tisse systématiquement entre ce concept et l'impossibilité de comparer les alternatives de gestion du phénomène. Comme nous l'avons remarqué, l'incommensurabilité n'implique en aucun cas l'incomparabilité ; elle exige cependant le passage d'une rationalité exclusivement instrumentale (impliquant une comparabilité « *forte* ») à une autre rationalité plutôt « *expressive* » et « *procédurale* » basée sur une comparabilité « *faible* ».

Ces différents arguments ne soulignent pas seulement l'inadéquation de l'économie standard pour tenter de répondre à notre question initiale (comment vivre avec le feu ?) ; ils mettent également en relief la pertinence d'une Approche Participative MultiCritère (APMC) par rapport à un tel questionnement. Etant données les caractéristiques du phénomène du feu, ce genre d'approche peut même être considéré « *inévitable* »[119] pour sa gestion.

---

réservoirs de capital et la classification de ces stocks comme propriétés négociables sur le marché, c'est-à-dire, vendables à un prix correspondant à la valeur des flux de biens et services en tant qu'inputs de la production de marchandises et en tant que consommation ».

[119] Holland et al. (1996 : 41).

CHAPITRE 3

UNE ESTIMATION DES DEPENSES DE PROTECTION CONTRE LE FEU DANS LE MASSIF DES MAURES

3.0 Introduction

Dans ce troisième chapitre nous nous focaliserons sur « l'espace économique » du feu (voir sous-section 2.3.3 dans le chapitre précédent), composé donc des dépenses de protection contre le feu. Plus concrètement, nous présenterons une estimation détaillée des dépenses moyennes annuelles de protection dans notre territoire d'études : le massif des Maures. Il s'agit donc du premier chapitre empirique dans ce travail de recherche (après deux chapitres de nature clairement théorique).

Dans un premier temps, nous présenterons les particularités de cet exercice d'estimation : les problèmes inhérents à ce genre de calculs et les affectations territoriales nécessaires pour arriver à une valeur significative à l'échelle de notre territoire d'études **(section 3.1)**.

Dans un premier temps, nous présenterons nos estimations, d'abord pour les acteurs opérant à l'échelle nationale ou européenne **(section 3.2)**, ensuite pour les acteurs opérant à l'échelle régionale ou départementale **(section 3.3)**, et enfin pour les acteurs opérant à l'échelle locale **(section 3.4)**.

Encadré 3.1 : Plan du chapitre 3

3.0 Introduction

3.1 Considérations générales

3.1.1 *Les problèmes liés à l'estimation des dépenses de protection*

3.1.2 *Les affectations territoriales retenues dans cet exercice*

3.2 Les dépenses des acteurs opérant à l'échelle nationale ou européenne

3.2.1 *Les dépenses ventilées par le Ministère chargé de l'Agriculture (y compris les aides de l'Union Européenne)*

3.2.2 *Les Dépenses du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE)*

3.2.3 *Les Dépenses financées par l'Office National des Forêts (ONF)*

3.2.4 *Les Dépenses du Ministère de l'Intérieur*

3.3 Les dépenses des acteurs opérant à l'échelle régionale et départementale

3.3.1 *Les dépenses du Conseil Régional Provence-Alpes-Côte d'Azur (CR PACA)*

3.3.2 *Les dépenses du Conseil Général du Var (CG 83)*

3.3.3 *Les dépenses du Service Départemental d'Incendie et de Secours (SDIS 83)*

3.4 Les dépenses des acteurs opérant à l'échelle locale

3.4.1 *Les dépenses liées aux travaux de débroussaillement et aux équipements DFCI*

3.4.2 *Les dépenses des Comités Communaux Feux de Forêt (CCFF)*

3.5 Conclusion

3.1 Considérations générales

3.1.1 Les problèmes liés à l'estimation des dépenses de protection

L'estimation des dépenses de protection contre le feu constitue théoriquement la tâche la plus simple de l'évaluation monétaire d'un programme ou d'une politique de protection. En effet, contrairement aux « bénéfices » générés par les activités de protection, les montants des dépenses que ces activités engendrent constituent des montants réels (que ce soit sous la forme de factures, de bilans, de budgets ou de rapports). En théorie donc, elles peuvent être immédiatement chiffrées et agrégées les uns avec les autres.

Dans la pratique cependant, l'estimation de l'ensemble des dépenses de protection présente des difficultés non négligeables et ne peut aboutir à un résultat concret qu'en reposant sur des simplifications et des choix subjectifs, peut-être pas intrinsèques d'un point de vue théorique, mais en tout cas inéluctables au niveau pratique (Alexandrian et al. 2003 : 49[1] ; DDAF 83 2008 : 41[2] ; Chatry et al. 2010 : 34[3]). Trois obstacles méritent être soulignés :

(i) l'impossibilité de déterminer objectivement et concrètement le contour matériel des activités de protection ;

(ii) la complexité administrative qui caractérise les activités de protection (nombre d'acteurs, transferts monétaires entre ces acteurs ; instabilité des structures ; etc.) ;

(iii) la discordance temporelle et spatiale des données récoltés et transmises par les différents acteurs.

En ce qui concerne le premier de ces obstacles, il est souvent difficile de distinguer les activités de protection contre le feu d'autres activités de protection contre des risques naturels divers (comme par exemple les inondations) ou d'autres activités de gestion sylvicole, agricole ou écologique. Dans ce sens, on peut se demander par exemple dans quelle mesure affecter à la protection contre le feu le prix d'achat d'un camion-citerne intervenant aussi bien sur des incendies de forêt, que sur des feux urbains, des feux de bâtiments en milieu rural, des accidents de la route ou encore, des inondations. De façon analogue, on peut se demander aussi dans quelle mesure rattacher à la problématique du feu les dépenses liées à la réalisation de brûlages dirigés dont les bienfaits dépassent clairement la seule gestion du risque (ces brûlages favorisent en effet la pyrodiversité[4] dans un milieu donné et contribuent ainsi à l'hétérogénéité du paysage et à l'entretien d'une certaine diversité biologique). La même question peut se poser par rapport aux subventions octroyées pour la réalisation de travaux forestiers patrimoniaux (restauration de la subéraie, entretien de la châtaigneraie, etc.) ou pour la mise en place de documents de gestion durables des forêts (comme par exemple les Plans Simples de

[1] Estimation des coûts de protection à l'échelle du PIDAF « Côte Bleue » (Bouches-du-Rhône).
[2] Plan Départemental de Protection des Forêts Contre les Incendies
[3] Rapport de la Mission Interministérielle sur le Changement Climatique et l'extension des zones sensibles aux feux de forêt.
[4] La pyrodiversité mesure la diversité des régimes de feu. Elle varie selon la taille, la forme, l'intensité, la saison, la fréquence et la juxtaposition spatiale des incendies dans une région donnée (Martin & Sapsis 1992).

Gestion, PSG). On peut se demander également comment estimer concrètement le temps de travail consacré à la DFCI[5] par les personnels du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (le MAAF), du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE) ou des agents de la Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM).

Pour ce qui est du deuxième obstacle évoqué, les activités de protection contre le feu concernent une multitude d'acteurs divers et variés allant des « simples » bénévoles des Comités Communaux Feux de Forêt (CCFF) jusqu'au Préfet de Zone ou au Ministre de l'Intérieur. Ces acteurs opèrent bien entendu à des échelles différentes (nationale, régionale, départementale, locale, etc.) selon des règlementations et des structures administratives mouvantes (nous pensons notamment aux EPCI[6] maîtres d'ouvrage des Plans Intercommunaux de Débroussaillement et d'Aménagement Forestier, PIDAF) et le plus souvent superposées les unes sur les autres. Ces acteurs procèdent par ailleurs entre eux à des transferts monétaires, que ce soit sous la forme de subventions, comme par exemple le financement par l'Etat des Forestiers-Sapeurs (FORSAP) du Conseil Général du Var (CG 83) ou le fonds de concours départemental en faveur de l'Etat pour le financement partiel des patrouilles de surveillance, etc.), ou sous la forme de conventions comme les contrats passés entre le MAAF et l'ONF. En outre, certains de ces acteurs sont à la fois des bailleurs de fonds et des acteurs intervenant directement sur le terrain (en partie grâce aux subventions reçues d'autres bailleurs de fonds…). Cette multitude d'acteurs et l'absence d'une institution centralisant l'ensemble des données impliquent le plus souvent des choix comptables hétérogènes et des agrégations hasardeuses (notamment du fait des territoires discordants sur lesquels opèrent tous ces acteurs). Ce problème est d'autant plus important que certains des acteurs ne mènent pas une comptabilité analytique satisfaisante (c'est le cas notamment des Services Départementaux d'Incendie et de Secours, SDIS).

Enfin, troisièmement, il est impossible d'ignorer les subjectivités liées au choix des échelles temporelles (détermination de la période d'analyse) et spatiale (choix des critères de délimitation du territoire, application de proratas, etc.).

Bref, pour toutes ces raisons et comme on aura l'occasion de le dire à plusieurs reprises dans ce chapitre, les résultats de notre estimation (et de tout autre exercice similaire) doivent être interprétés comme des ordres de grandeur.

3.1.2 Les affectations territoriales retenues dans cet exercice

Comme nous le verrons par la suite, plusieurs des institutions qui financent les activités de protection contre le feu opèrent à l'échelon national (Ministère de l'Intérieur, Ministère de la Défense, MAAF, MEDDE) ou supranational (Union Européenne). Les budgets que ces institutions allouent à la gestion du risque « feux de forêt » sont donc établis globalement pour l'ensemble du territoire français. Or, dans la plupart des cas, il s'avère très difficile d'obtenir les montants précis que ces institutions allouent effectivement à des échelons inférieurs, que ce soit au niveau de toute une Zone de Défense (Chatry et al. 2010), à l'échelle d'un PIDAF[7] (Alexandrian et al. 2003) ou encore, à l'échelle d'un massif forestier comme celui des Maures. Afin d'estimer le coût total de protection dans l'un de ces

[5] Défense de la Forêt Contre les Incendies.
[6] Etablissements Publics de Coopération Intercommunales.
[7] Plan Intercommunal de Débroussaillement et d'Aménagement Forestier.

différents territoires infranationaux, il est donc nécessaire de désagréger territorialement ces budgets en procédant à des affectations territoriales artificielles selon un certain critère de répartition. De façon analogue, il est très souvent impossible de connaître pour certains acteurs régionaux ou départementaux le détail de leurs dépenses au niveau local. Ces données sont soit inexistantes, soit inaccessibles. Il est alors nécessaire de pondérer territorialement leurs budgets globaux pour estimer la part correspondant à un territoire de taille inférieure.

Ces affectations territoriales, à l'origine donc de choix subjectifs et d'hypothèses forcément réductrices, constituent certainement l'une des étapes les plus délicates dans l'estimation du coût global de protection contre le feu. Dans ce sens, la question du choix de la clé de répartition s'avère particulièrement épineuse puisque la littérature existante ne fournit pas de réponse univoque et que l'impact du choix d'une clé ou d'une autre est notoire sur les montants globaux finalement estimés.

Ainsi, par exemple, la Mission Interministérielle sur le changement climatique et les feux de forêt en France corrèle la part des dépenses de protection contre le feu établies au niveau national au « *poids relatif des surfaces brûlées* » dans chacun des territoires infranationaux considérés (Chatry et al. 2010 : annexe 6)[8]. Le choix de cette clé de répartition est justifié par la similitude observée entre les quelques données disponibles et les résultats ainsi obtenus.

Alexandrian et al. (2003) préfèrent, eux, retenir plusieurs clés de répartition selon le type d'activité de protection analysé (prévention ou lutte). Dans leur estimation des coûts de protection contre le feu à l'échelle du PIDAF « Côte Bleue » (Département des Bouches-du-Rhône)[9], ces auteurs corrèlent en effet les dépenses de prévention à l'importance relative du territoire analysé en termes de « *surface forestière significativement protégée* »[10] (ibidem : 50). Les dépenses de lutte sont, elles, supposées être proportionnelles aux « *surfaces brûlées* ». En ce qui concerne les justifications avancées par rapport à ces critères de pondération géographique, la « *surface forestière significativement protégée* » présenterait moins d'inconvénients que les critères alternatifs auxquels elle est préférée (à savoir, le « *nombre d'hectares de forêt* », le « *nombre de feux* » ou encore, le « *nombre d'habitants exposés au risque* » (ibidem : 49)). Pour ce qui est des « *surfaces brûlées* », il serait tout simplement logique de « *supposer que les moyens de lutte sont mobilisés aux endroits où ont lieu les feux* » (ibidem : 53).

Comme le montrent ces deux exemples, les critères de pondération territoriale que l'on peut envisager sont multiples et leurs justifications respectives sont toutes légitimes. Dans ce travail de recherche, nous retiendrons comme critère d'affectation territoriale l'importance relative des surfaces brûlées. Le coefficient résultant pour l'affectation des montants nationaux à l'échelle départementale est donc le suivant :

[8] Les auteurs extrapolent ainsi des données obtenues au niveau d'un seul Département à l'ensemble de la Zone de Défense SUD. La période considérée remonte jusqu'en 1973, première année registrée dans la base de données « Prométhée ».

[9] Ce PIDAF concerne les communes suivantes : Carry le Rouet, Chateaunef les Martigues, Ensuès la Redonne, Martigues, Les Pennes Mirabeau, Le Rove et Sausset les Pins.

[10] Les auteurs estiment qu'en France, environ 5,7 millions d'hectares sont réellement exposés au feu (4,2 M. en zone méditerranéenne et 1,5 M. pour le Sud-Ouest). Les auteurs divisent donc par cette valeur les montants obtenes au niveau national et estiment ainsi un coût de protection par hectare. Il suffit ensuite de multiplier cette valeur par la surface du territoire d'études.

$$Pondération\ territoriale\ (1) = \frac{Hectares\ parcourus\ par\ le\ feu\ dans\ le\ Département\ du\ Var}{Hectares\ brûlés\ sur\ l'ensemble\ du\ territoire\ français}$$

Ce rapport conduit à une clé de pondération de 12,24 % pour le Département du Var (voir : tableau 3.1). Dans un souci de transparence, nous présentons également les pondérations territoriales qui auraient pu être obtenues si on avait retenu d'autres clés de répartition. Comme on peut le constater, la pondération des montants nationaux peut varier significativement d'une clé à l'autre (de 5 % à 12 %).

Tableau 3.1 : Clés de répartition territoriale et pondérations respectives pour l'affectation des valeurs nationales au niveau du Département du Var

Clés de répartition envisageables	**Numérateur (définition et montant)**	**Dénominateur (définition et montant)**	**Base(s) de données utilisée(s)**	**Pondération des budgets nationaux pour le Département du Var**
i) Surfaces brûlées	Hectares brûlés dans le Var (1980-2012) : **106 567 ha**	Hectares brûlés en France (1980-2012) : **870 862 ha**	Prométhée + EFFIS	**12,24 %**
ii) Nombre de feux déclarés	Feux déclarés dans le Var (1980-2012) **11 200 feux**	Feux déclarés en France (1980-2012) **156 931 feux**	Prométhée + EFFIS	**7,14 %**
iii) Surface forestière soumise au risque « feux de forêt » (art. L 321-6 du Code Forestier)	Hectares de forêt dans le Var **388 000 ha**	Hectares de forêt dans les Départements soumis au risque « feux de forêt » **7 551 000 ha**	IFN (inventaire 2012)	**5,14 %**
iv) Surface forestière significativement protégée	Hectares de forêt dans le Var **388 000 ha**	Hectares de forêt dans la Zone de Défense Sud et dans le Sud-Ouest **5 511 000 ha**	IFN (inventaire 2012)	**7,04 %**

Source : auteur

Le coefficient de pondération finalement retenu (12,24%) repose sur des séries temporelles conséquentes, aussi bien pour les hectares brulés à l'échelle nationale (dénominateur), que pour les surfaces parcourues par le feu au niveau départemental (numérateur).

En ce qui concerne le dénominateur, la base de données « Prométhée » se limitant à la région méditerranéenne française, il était nécessaire de trouver une base de données alternative répertoriant les surfaces brûlées pour l'ensemble du territoire français. Nous nous sommes donc tournés vers le Système Européen d'Information sur les Incendies de Forêt (*European Forest Fire Information System, EFFIS*), qui fournit les bilans annuels nationaux pour l'ensemble des pays

européens[11]. La base de données « Prométhée » a, elle, été utilisée pour calculer les surfaces brûlées au niveau départemental (numérateur).

Par rapport au choix de la période d'analyse, celle-ci a été définie en fonction de la disponibilité des données et donc par la série temporelle la plus courte parmi les deux bases de données consultées (en l'occurrence, les données de l'EEFIS ne vont que jusqu'à l'année 1980, alors que celles fournies par « Prométhée » remontent jusqu'en 1973). De 1980 à 2012 donc, selon les données de l'EFFIS, 870 862 hectares sont parcourus par le feu sur le territoire français. Pour la même période et selon « Prométhée », le Département du Var représente à lui seul 106 567 hectares, soit **12,24 %** de la surface totale brûlée.

Le critère choisi pour le deuxième niveau d'affectation territoriale (passage du niveau départemental au niveau du Massif) est le même que celui déjà utilisé pour la conversion des montants nationaux à l'échelle départementale, à savoir, l'importance relative des surfaces brûlées. Le rapport résultant est le suivant :

$$Pondération\ territoriale\ (2) = \frac{Hectares\ parcourus\ par\ le\ feu\ dans\ les\ Communes\ des\ Maures}{Hectares\ brûlées\ dans\ le\ Département\ du\ Var}$$

L'application de ce critère d'affectation pose cependant des problèmes par rapport aux bases de données utilisables. La base de données « Prométhée » fournit en effet les surfaces annuelles brûlées au niveau aussi bien zonal, que régional ou départemental, mais ne permet pas de connaître les hectares parcourus par le feu au niveau de chaque commune[12]. Afin de calculer ces surfaces et de les agréger ensuite au niveau du territoire d'études, nous avons donc utilisé les recensements de la DDTM, disponibles sur le site d'information géographique du Var. Ces recensements remontent jusqu'en 1958 mais ne sont plus actualisés depuis 2003 (année des derniers grands incendies dans le Département). Nous avons donc retenu les années 1973 à 2003 comme période de référence dans le calcul du pourcentage de pondération. Le tableau 3.2 (sur la page suivante) présente les détails du calcul de cette clé de répartition. Le pourcentage retenu est de **53 %**.

Dans les sections suivantes, nous analyserons les dépenses des acteurs impliqués dans les activités de protection. Nous présenterons d'abord les dépenses des acteurs nationaux ou supranationaux : l'UE, le MAAF, le MEDDE, l'ONF, le Ministère de l'Intérieur et le Ministère de la Défense **(section 3.2)**. Nous nous intéresserons ensuite aux dépenses des acteurs régionaux et départementaux : Conseil Régional Provence-Alpes-Côte d'Azur (CR PACA), le Conseil Général du Département du Var (CG 83) et le Service Départemental d'Incendie et de Secours du Var (SDIS 83) **(section 3.3)**. Enfin, nous présenterons nos estimations des dépenses des acteurs locaux, en nous focalisant notamment sur les dépenses des communes (dans le cadre des PIDAF et en dehors de ceux-ci) et sur les coûts engendrés par les CCFF) **(section 3.4)**.

[11] La BDIFF (Base de Données sur les Incendies de Forêt en France), hébergée par l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN), ne remonte que jusqu'en 1992. Auparavant, il n'existait pas de socle de données homogènes à l'échelle du territoire métropolitain, même si par ailleurs des enquêtes statistiques sont conduites au niveau national depuis 1969 (les rapports annuels nationaux couvrant la période de 1969 à 1992 n'étaient pas encore disponibles au moment où ce travail a été rédigé).

[12] La base de données « Prométhée » permet de recenser les départs de feu au niveau de chaque commune (le nom de chaque incendie correspond au nom de la commune où le feu démarre), mais ne fournit pas la surface brûlée à l'intérieur du périmètre communal.

Tableau 3.2 : Calcul de l'importance relative des surfaces brûlées dans les Maures[13]

Communes	Hectares brûlés (1958-2003)[14]	Importance relative dans le territoire des Maures (1958-2003)	Hectares brûlés (1973-2003)
1. Bormes-les-Mimosas	8.007 ha	8,4 %	5.171 ha
2. Carnoules	1.125 ha	1,2 %	402 ha
3. Cavalaire-sur-Mer	570 ha	(< 1%)	570 ha
4. Cogolin	286 ha	(< 1%)	286 ha
5. Collobrières	4.572 ha	4,8 %	1.826 ha
6. Cuers	2.197 ha	2,3 %	760 ha
7. Gassin	97 ha	(< 1%)	97 ha
8. Gonfaron	68 ha	(< 1%)	68 ha
9. Grimaud	2.116 ha	2,2 %	968 ha
10. Hyères	3.670 ha	3,9 %	2.106 ha
11. La Croix-Valmer	236 ha	(< 1%)	236 ha
12. La Garde-Freinet	4.877 ha	5,1 %	4.130 ha
13. La Londe-les-Maures	9.328 ha	9,8 %	5.258 ha
14. La Môle	1.375 ha	1,4 %	1.128 ha
15. Le Cannet-des-Maures	3.302 ha	3,5 %	2.876 ha
16. Le Lavandou	2.785 ha	2,6 %	1.748 ha
17. Le Luc	702 ha	(< 1%)	616
18. Le Muy	4.377 ha	4,6 %	3.281 ha
19. Les Arcs	3.832 ha	4 %	1.923 ha
20. Les Mayons	895 ha	(< 1%)	895
21. Pierrefeu-du-Var	3.342 ha	3,5 %	2.106 ha
22. Pignans	174 ha	(< 1%)	68
23. Plan-de-la-Tour	6.113 ha	6,4 %	2.898 ha
24. Puget-Ville	1.445 ha	1,5 %	726
25. Ramatuelle	288 ha	(< 1%)	288
26. Rayol-Canadel-sur-Mer	310 ha	(< 1%)	279
27. Roquebrune-sur-Argens	10.153 ha	10,7 %	5.727 ha
28. Sainte-Maxime	19.798 ha	20,8 %	13.608 ha
29. Saint-Tropez	----- Pas de données disponibles -----		
30. Vidauban	3.977 ha	4,2 %	3.603 ha
TOTAL pour les Maures :	95.140 ha		63.648 ha
Moyenne annuelle pour le territoire des Maures :	2.068 ha/an		**2.053 ha/an**
Moyenne annuelle pour le Var :			**3.871 ha/an**
Importance relative des Maures :			**53 %**

Source : auteur (à partir des données de la DDTM 83)

[13] Le territoire de certaines de ces communes est à cheval sur le massif SUD et sur un autre massif limitrophe. Par simplification, nous assumons que les hectares brûlés sont tous situés dans le territoire d'études.

[14] Données disponibles sur le site http://sigvar.org/ animé par la Direction Départementale des Territoires et de la Mer du Var.

3.2 Les dépenses des acteurs opérant à l'échelle nationale ou européenne

3.2.1 Les dépenses ventilées par le Ministère chargé de l'Agriculture (y compris les aides de l'Union Européenne)

Les activités de protection financées par le MAAF ou ventilées par celui-ci s'inscrivent toutes dans le domaine de la prévention contre les incendies de forêt. Le budget global destiné à ces activités s'élève en moyenne pour l'ensemble du territoire français à environ **31,5 M€/an** (euros 2014[15], période 1999-2012). Ce montant englobe trois grandes catégories de crédits :

(i) les subventions accordées par le Ministère lui-même et par l'Union Européenne pour la réalisation de travaux de prévention (notamment la création et la mise aux normes d'ouvrages DFCI). Ces subventions représentent en moyenne **17,2 M€/an** (euros 2014 ; période 1999-2012) (sous-section 3.2.1.1) ;

(ii) les dépenses associées aux Missions d'Intérêt Général (MIG) confiées à l'Office National des Forêts (ONF) en matière de prévention, de surveillance terrestre et de première intervention contre les incendies de forêt. Les dépenses associées à la réalisation des MIG-DFCI représentent en moyenne **7,4 M€/an** (hors autofinancements par l'ONF, valeurs en euros 2014) (sous-section 3.2.1.2) ;

(iii) les subventions accordées par l'Etat aux Départements pour le paiement des activités réalisées par les Forestiers-Sapeurs (FORSAP). Ces subventions représentent en moyenne à **6,9 M€/an** (toujours en euros 2014) (sous-section 3.2.1.3).

Comme nous aurons l'occasion de le voir, ces dépenses annuelles diminuent régulièrement au fil des quinze dernières années (en euros constants). Les dépenses réelles des derniers exercices sont donc systématiquement en dessous des moyennes ici proposées (celles-ci étant « tirées » vers le haut par les budgets annuels du début de siècle). Nos estimations pourraient donc être interprétées par certains comme des surestimations des dépenses actuelles. Dans ce travail de recherche, nous faisons le choix cependant de garder une perspective temporelle le plus large possible. Ce choix répond à deux objectifs principaux : (i) lisser l'impact d'éventuels pics ou creux d'activités dus notamment à des conditions météorologiques « anormales » ; (ii) préserver la cohérence de l'estimation globale des dépenses de protection contre le feu (nous avons également retenu une échelle temporelle plutôt large dans l'estimation des dépenses annuelles moyennes du Ministère de l'Intérieur, du Conseil Général et des communes). Dans un souci de transparence, le tableau 3.3 présente côte à côte les montants gérés par le MAAF pour l'année 2012 et les estimations moyennes retenues dans notre travail (calculées donc pour la période 1999-2012).

[15] Toutes les valeurs actualisées sont exprimées en euros « décembre 2014 ».

Tableau 3.3 : Estimation du budget annuel moyen ventilé par le MAAF pour la prévention contre les feux de forêt (comparaison avec les montants publiés pour l'année 2012)

		Valeurs pour la seule année 2012 (en euros 2014)	Estimations annuelles moyennes selon les périodes d'analyse (en euros 2014)[16]
Subventions pour la réalisation de travaux de prévention (sous-section 3.2.1.1)	Subventions accordées dans le cadre de la Dotation Zonale Sud (DZS)	7 M€	**10,6 M€** (1999-2012)
	Subventions financées par le MAAF (au-delà de la DZS)	2,9 M€	**3,8 M€** (2007-2012)
	Subventions financées par l'Union Européenne (UE)	1,7 M€	**2,8 M€** (2001-2012)[17]
	TOTAL :	11,6 M€ (= 7 + 2,9 + 1,7)	**17,2 M€** (1999-2012)
Financement des Missions d'Intérêt Général (MIG) confiées à l'ONF pour la DFCI[18] (sous-section 3.2.1.2)	TOTAL pour les MIG DFCI :	11,8 M€ (= 10,8 + 1)	10,9 M€ (1999-2012)
	Montant « internalisé » par l'ONF	1 M€	32% (soit 3,5 M€)
	TOTAL :	10,8 M€	68% (soit **7,4 M€**)
Subventions des activités DFCI réalisées par les FORSAP (sous-section 3.2.1.3)	**TOTAL :**	5,1 M€	**6,9 M€** (1999-2012)
TOTAL MAAF		27,5 M€	**31,5 M€** (1999-2012)

Source : auteur (à partir des données publiées annuellement par le MAAF)

3.2.1.1 Les subventions accordées par le MAAF et l'UE pour les actions de prévention

Ces subventions, que nous estimons globalement à **17,2 M€**, peuvent être distinguées en trois catégories principales selon les lignes budgétaires concernées :

(i) les aides financées à travers la « Dotation Zonale Sud » (ex-Conservatoire de la Forêt Méditerranéenne, CFM) ;

(ii) les aides financées par le MAAF en dehors de la « Dotation Zonale Sud » ;

(iii) les subventions en provenance de l'UE.

La Dotation Zonale Sud (DZS) est une ligne budgétaire du MAAF dont les crédits sont ventilés chaque année par arrêtés ministériels[19] et dont le but est d'accompagner les institutions qui engagent des

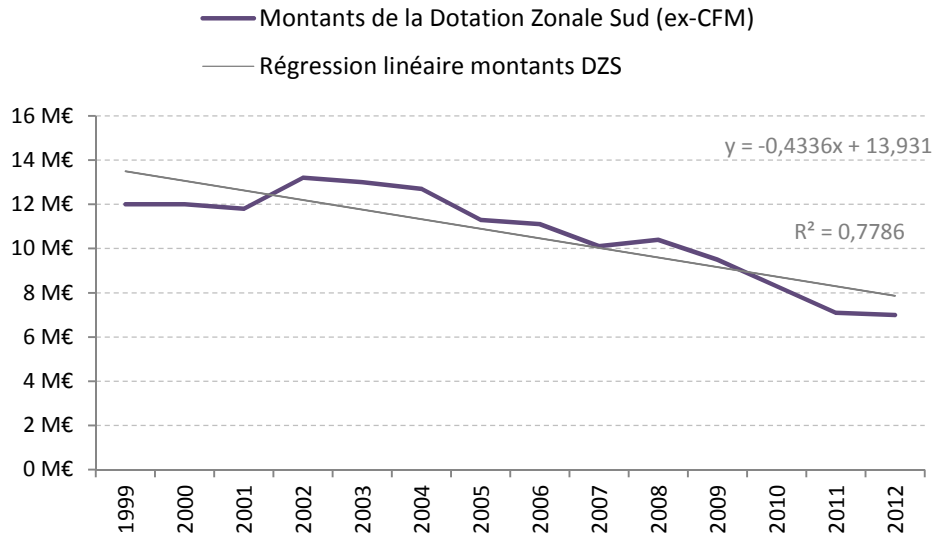
[16] Malheureusement, pour certaines sous-catégories, nous ne disposons pas de leurs valeurs en détail pour l'ensemble de la période 1999-2012. Nous présentons ici des valeurs estimées donc pour des périodes plus courtes. L'agrégation des valeurs de ces sous-catégories peut donc ne pas correspondre à la moyenne estimée pour l'ensemble de la catégorie correspondante et pour la totalité de la période d'analyse.
[17] Données non disponibles pour les années 2003 et 2004.
[18] Manque de données supplémentaires, la répartition entre le MAAF (32%) et l'ONF (68%) du montant global destiné aux MIG est calculé pour la période 2007-2012.

actions de prévention d'intérêt général en matière de protection de la forêt contre les incendies[20]. Le montant annuel moyen de cette ligne budgétaire est de **10,6 M€** (euros 2014, période 1999-2012)[21].

Les crédits de la DZS sont destinés aussi bien à la création et à la mise aux normes des équipements DFCI (pistes forestières, points d'eau, tours de guet, coupures de combustible, barrières, etc.), qu'à des actions de prévention diverses comme par exemple la réalisation de cartes de sensibilité de la végétation, la gestion des bases de données sur les incendies de forêts (site www.promethee.com), la sensibilisation du public, l'élaboration des « Plans de massif » (en partenariat avec les collectivités territoriales) ou la révision des PPFCI (Plans de Protection des Forêts Contre les Incendies).

Créée sous le choc des grands incendies de forêt de 1986, la DZS (à l'époque CFM) atteint initialement les 100 MF (soit environ 24,8 M€ en euros 2014), puis diminue ensuite quasi systématiquement jusqu'à 7 M€ en 2012 (soit -72% par rapport au montant d'origine). Depuis le début de siècle (données disponibles depuis l'année 1999), l'évolution est clairement à la baisse (figure 3.1) : le montant de la DZS est quasiment divisée par deux en l'espace de 13 ans (de 12 M€ en 1999 à seulement 7 M€ en 2012, toujours en euros 2014).

Figure 3.1 : Evolution de la Dotation Zonale Sud (ex-CFM)
(valeurs exprimées en M€ constants 2014 ; période 1999-2012)



Source : auteur (à partir des budgets annuels publiés par le MAAF)

[19] L'utilisation de ce budget est finalisée par le Préfet de la zone de défense sud.

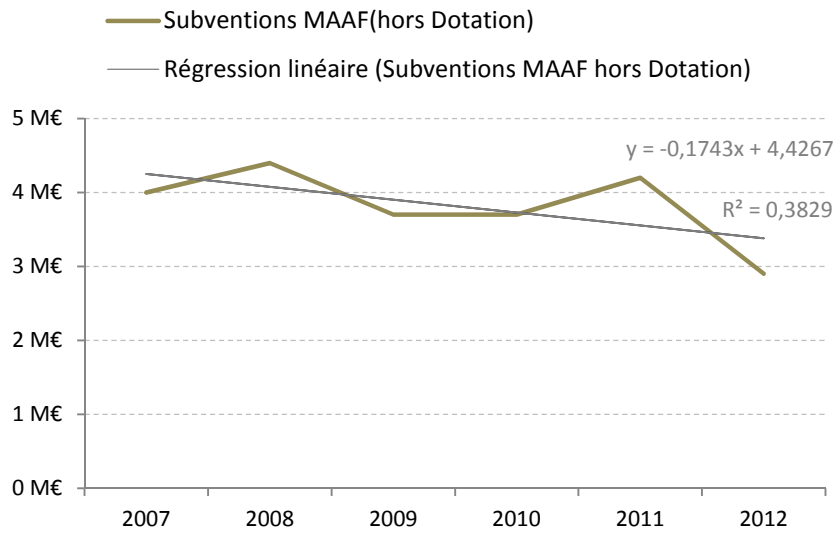
[20] Sont exclus de ce chapitre budgétaire les financements relatifs aux actions de lutte, aux travaux de prévention rendus obligatoires par les textes législatifs ou règlementaires (tels que le débroussaillement), aux travaux de reconstitution des terrains incendiés, ainsi qu'à la mise en place des Plans de Prévention des Risques d'incendies de forêt (PPRif). Ce chapitre budgétaire s'adresse donc prioritairement à des personnes morales de droit public telles que l'Etat, les collectivités territoriales, les établissements publics nationaux (ONF, INRA, Cemagref, etc.), les établissements publics locaux (Entente Départementale, SDIS, etc..) ou encore, les associations menant des actions de prévention d'intérêt général (voir Circulaire DGFAR/SDFB/C2007-5040).

[21] Etant donné la diminution régulière dans le temps du montant de la Dotation Zonale Sud, le choix de l'échelle temporelle a bien évidemment un impact notoire sur le montant moyen retenu. Dans ce sens, le montant des 4 dernières années est systématiquement inférieur à la moyenne calculée pour la période 1999-2012 et de ce fait, elle pourrait être jugée surestimée par rapport à la réalité actuelle.

La diminution des crédits de la DZS illustre le désengagement financier de l'Etat, décrié par bon nombre des acteurs que nous avons rencontrés sur le terrain (voir chapitre 5). L'Etat a en effet progressivement laissé sa place aux collectivités territoriales et aux communes, qui doivent assumer de fait la charge d'entretien d'un dispositif qu'elles n'ont pas créé elles-mêmes. Ce désengagement étatique est aussi souligné par la Cour des Comptes d'abord dans son rapport de 1999 sur le CFM, puis dans un deuxième rapport de 2009 sur la gestion par l'Etat des risques « feux de forêt » et « inondations ». Dans ce deuxième document, la Cour ne se limite pas d'ailleurs à critiquer la décroissance tendancielle du montant global de la DZS (ou CFM), mais souligne également l'importance relative croissante des « *actions de court terme, comme par exemple la surveillance des massifs et le contrôle des obligations réglementaires de débroussaillement* » (p. 657).

Il est important de noter que le financement par le MAAF des travaux de prévention DFCI va au-delà de la DZS. Malheureusement, ces financements « hors dotation » sont présentés de façon hétérogène sur les dossiers de presse annuels du Ministère. En effet, selon les années, le montant de ces financements est exprimé soit en valeur nette (les aides européennes étant alors clairement précisées et distinguées), soit en valeur brute (sans que la part assumée par l'UE ne soit donc concrètement déterminée), soit encore de façon plutôt ambiguë. Pour éviter des incohérences, nous faisons donc le choix de ne retenir ici que les montants des années comprises entre 2007 et 2012, pour lesquelles l'apport de l'UE à ce chapitre est clair et net. Pour cette période donc, la valeur moyenne des subventions versées par le MAAF hors DZS pour la réalisation de travaux de prévention contre les incendies de forêt est de **3,8 M€** (euros 2014). Si l'évolution de ce montant est moins claire que celle observée pour la DZS, on peut observer tout de même pour la période retenue une légère tendance à la baisse (voir figure 3.2).

Figure 3.2 : Evolution du montant des subventions versées par le MAAF (hors Dotation Zonale et aides européennes) pour la réalisation de travaux de prévention contre les incendies de forêt (valeurs exprimées en M€ constants 2014 ; période 2007-2012)

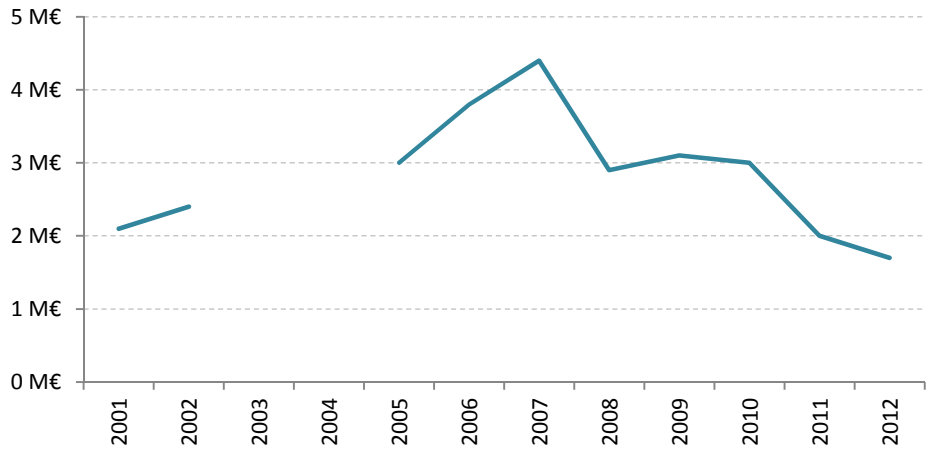


Source : auteur (à partir des budgets annuels publiés par le MAAF)

Enfin, l'UE participe elle aussi au financement des travaux de prévention contre les incendies de forêt en France. Elle l'a fait d'abord jusqu'en 2007 dans le cadre du Fonds Européen d'Orientation et de Garantie Agricole (FEOGA) puis à partir de 2008, à travers le Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural (FEADER)[22]. En moyenne, pour la période 2001-2012, l'UE verse à la France à ce titre environ **2,8 M€/an** (euros 2014).

Malheureusement, nous ne disposons que de données partielles pour les montants octroyés dans le cadre du programme FEOAGA. Il nous est donc difficile d'analyser l'évolution des aides européennes pour l'ensemble de la période ici retenue (1999-2012). Cela étant dit, depuis le lancement du programme FEADER en 2007, l'évolution des montants accordés par l'UE est très nette (figure 3.3) : la somme diminue sans cesse et passe de 4,4 M€ en 2007 à 1,7 M€ en 2012 (soit -38,6% en l'espace de 5 ans).

Figure 3.3 : Evolution des aides versées par l'Union Européenne en matière de prévention contre les incendies de forêt dans le cadre des programmes FEOGA puis FEADER (depuis 2007) (valeurs exprimées en M€ constants 2014, période 2001-2012[23])



Source : auteur (à partir des budgets annuels publiés par le MAAF)

Bref, comme on peut le constater, l'ensemble des financements DFCI en provenance du MAAF et de l'UE et destinés à la prévention des incendies de forêt, ont diminué significativement ces dernières années. Selon nos clés de répartition, les subventions accordées par le Ministère chargé de l'agriculture et par l'Union Européenne pour la réalisation de travaux de prévention représentent en moyenne environ 2,1 M€/an (= 17,2 x 0,1224) à l'échelle du Var et environ **1,1 M€/an** (= 2,1 x 0,53) au niveau des Maures.

[22] L'UE a aussi financé des équipements de prévention dans certaines régions françaises à travers le Fonds Européen de Développement Régional (FEDER). Elle a également financé diverses actions de prévention (études de causes de départs de feu, campagnes d'information, formation, etc.) d'abord dans le cadre de l'action « Forest Focus » (2003-2006) puis à travers le programme LIFE+ (depuis 2007). Les montants accordés par l'UE dans le cadre de ces deux programmes, très inférieurs à ceux versés au sein des programmes FEOGA/FEADER, ne sont pas considérés dans nos calculs.

[23] Malheureusement, pour les années 2003 et 2004 nous n'avons pas pu obtenir le montant des aides versées par l'UE (ces sommes n'étant pas indiquées sur le dossier de presse correspondant publié par le Ministère chargé de l'agriculture).

3.2.1.2 Le financement par le MAAF des actions confiées à l'Office National des Forêts (ONF)

Sont englobées dans cette deuxième catégorie les dépenses associées aux Missions d'Intérêt Général (MIG) confiées à l'ONF en matière de protection de la forêt contre les incendies de forêt (prévention, surveillance terrestre et premières interventions contre les incendies de forêt)[24].

La réalisation de ces MIG-DFCI confiées à l'ONF coûte environ 10,9 M€/an (euros 2014) pour l'ensemble du territoire. Sur ces 10,9 M€ annuels, l'ONF internalise environ 3,5 M€ par an. Le MAAF n'assume donc en moyenne à ce titre « que » **7,4 M€/an**. Selon nos clés de répartition territoriale, le montant correspondant au département du Var s'élèverait à 0,9 M€/an (= 7,4 x 0,1224), tandis que celui pour les Maures serait d'environ **0,48 M€/an** (= 0,9 x 0,53).

Sur le terrain, ces MIG-DFCI sont assurées par les équipes d'OFRAN (Ouvriers Forestiers Rapatriés d'Afrique du Nord[25]) et d'APFM (Auxiliaires de Protection de la Forêt Méditerranéenne), ainsi que par des agents ONF[26]. A l'échelon national, le MAAF finance ainsi l'intervention sur le terrain d'environ 500 personnes pendant la période estivale : 6 effectifs OFRAN, 175 effectifs APFM et près de 330 agents de l'ONF et des services déconcentrés (DRAAF[27], DDT[28], etc.). Au niveau du département du Var, le pôle DFCI de l'ONF ne compte que 3 effectifs OFRAN (avec une moyenne d'âge de plus de 60 ans) et 36 APFM répartis en 4 bases (Saint Maximin, Le Muy, Saint Raphael et Bormes-les-Mimosas).

Comme l'illustre la figure 3.4, le montant global alloué à ces MIG-DFCI diminue sensiblement tout au long de la première décennie de siècle (-17% en euros constants de 1999 à 2011). En 2012, cependant, suite à la signature du nouveau contrat d'objectifs de performance Etat/ONF, la valeur totale de ces dépenses augmente jusqu'à des niveaux proches de ceux du début de siècle.

[24] Conformément à l'article R 121-4 du Code forestier, l'État demande à l'ONF d'assurer des missions relevant de prérogatives régaliennes : des Missions d'intérêt général (MIG). Tel est le cas notamment avec la gestion des risques naturels : risques d'avalanches, de chutes de blocs, de laves ou crues torrentielles et de glissements de terrain en montagne, risques d'incendies de forêt dans le sud de la France, risque d'érosion éolienne dunaire.

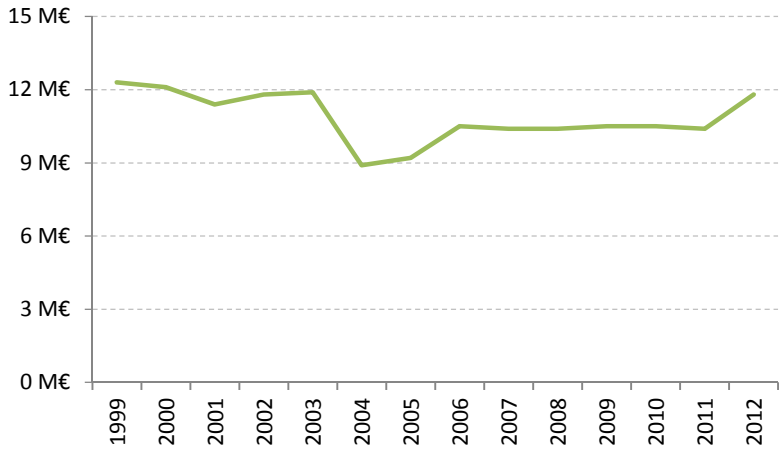
[25] En dehors de la saison à risque, les OFRAN/APFM contribuent principalement au débroussaillement et à l'entretien des équipements DFCI (création, entretien et mise aux normes des ouvrages DFCI ; entretien de barrières et de panneaux réglementaires ; travaux sur les retenues d'eau ; nettoyage de citernes ; débroussaillement de périmètres de vigies ou de points d'eau ; etc.)[25]. L'été, ils participent au dispositif préfectoral de prévention, en assurant notamment des patrouilles de première intervention et des vigies (en complément des tours de guet du SDIS), en assistant au P.C. Radio Départemental et, le cas échéant, en intervenant d'urgence sur un feu (sur demande des services de la Préfecture via la DDTM).

[26] De leur côté, les agents ONF participent, eux, aux patrouilles de surveillance ordinaires et de coordination (le Département du Var dispose de 63 patrouilles forestières : 8 patrouilles permanentes de coordination, composées d'un forestier et d'un sapeur-pompier ; 6 patrouilles ordinaires activées les jours à risque, composées également d'un forestier et d'un sapeur-pompier ; et 49 patrouilles forestières armées, composées de 2 OFRAN/APFM ou 2 Forestiers Sapeurs. A ce dispositif s'ajoutent 128 patrouilles bénévoles des CCFF à caractère occasionnel et en fonction des risques) (DDAF 83 2008 : 31). Les agents ONF exercent par ailleurs des missions de police visant notamment le respect de la réglementation relative à l'interdiction d'accès aux massifs forestiers et l'obligation de débroussaillement.

[27] Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt.

[28] Direction Départementale du Territoire.

Figure 3.4 : Evolution des dépenses annuelles totales destinées à la réalisation des Missions d'Intérêt Général (MIG) confiées à l'Office National des Forêts (ONF) pour la Défense de la Forêt Contre les Incendies (DFCI) (valeurs exprimées en M€ constants 2014 ; période 1999-2012)



Source : auteur (à partir des budgets publiés annuellement par le MAAF)

3.2.1.3 Les subventions accordées aux départements pour le paiement des activités des Forestiers-Sapeurs (FORSAP)

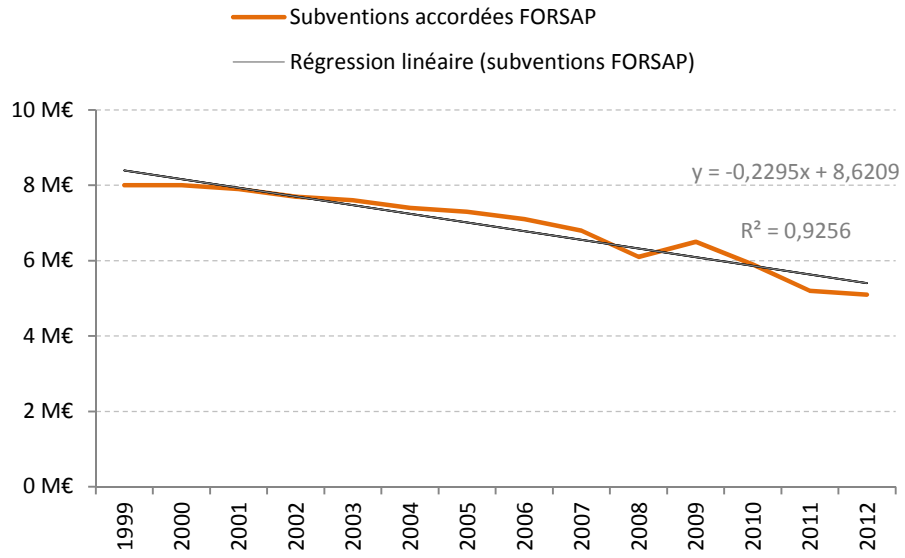
Enfin, le MAAF accorde en moyenne **6,9 M€/an** (euros 2014 ; période 1999-2012) aux Départements pour le paiement des activités réalisées par les FORSAP. Ces derniers sont des contractuels départementaux ou des fonctionnaires territoriaux pris en charge à près de 90% par les Départements[29]. Leur action, semblable à celle des OFRAN/APFM, concerne principalement des travaux DFCI (hors saison à risque) et des patrouilles de surveillance et de prévention (pendant la saison estivale).

Comme on peut le constater sur la figure 3.5, le niveau des subventions accordées par l'Etat aux Départements ne cesse de diminuer au cours des 15 dernières années (en euros constants), avec la seule exception de l'année 2009 (+ 6% par rapport à l'année précédente). Entre 1999 et 2012, le montant de ces subventions passe de 8 M€ à seulement 5 M€ annuels, diminuant donc de 36% sur l'ensemble de la période (toujours en euros 2014).

Ici encore, le choix de l'échelle temporelle détermine donc l'estimation des dépenses annuelles moyennes. Etant donné la tendance clairement à la baisse pour la période considérée, notre estimation est logiquement « tirée » vers le haut par les exercices les plus anciens et dépasse donc le niveau des subventions annuelles octroyées ces dernières années. Encore une fois, nous faisons le choix de garder un spectre temporel large (même si cela peut entraîner une surestimation par rapport à la conjoncture actuelle).

[29] A l'échelon national, on compte aujourd'hui environ 750 FORSAP répartis entre 7 départements : Ardèche, Hérault, Bouches-du-Rhône, Var, Alpes-Maritimes, Haute-Corse, Corse-du-Sud. Le Var compte environ 70 FORSAP répartis en trois unités (Brignoles, Bormes-les-Mimosas et Signes).

Figure 3.5 : Evolution des subventions accordées par le MAAF aux Départements pour le paiement des activités de prévention et de surveillance réalisées par les Forestiers Sapeurs (FORSAP) (valeurs exprimées en M€ constants 2014 ; période 1999-2012)



Source : auteur (à partir des budgets annuels publiés par le MAAF)

Notons que le Var est moins bien doté que d'autres départements en sapeurs forestiers (ses effectifs ne représentent que 10% des effectifs totaux, répartis entre 7 départements). Dans ce cas, l'application de notre clé de répartition territoriale (basée donc sur l'importance relative des surfaces brûlées) conduirait donc à une surestimation des montants effectivement transférés par l'Etat. Par conséquent, nous retiendrons ici le pourcentage de 10% correspondant au poids relatif des effectifs FORSAP varois. Les subventions accordées au département du Var pour le paiement des activités des FORSAP peuvent donc être estimées en moyenne à environ 0,69 M€/an. A l'échelle des Maures, le montant correspondant serait de **0,37 M€/an**.

3.2.2 Les dépenses du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE)

Le MEDDE mène principalement des actions d'information, d'animation et de coordination. Il participe notamment à la protection contre les feux de forêt à travers la mise en œuvre des Plans de Prévention de Risque Incendies de Forêt (PPRIF).

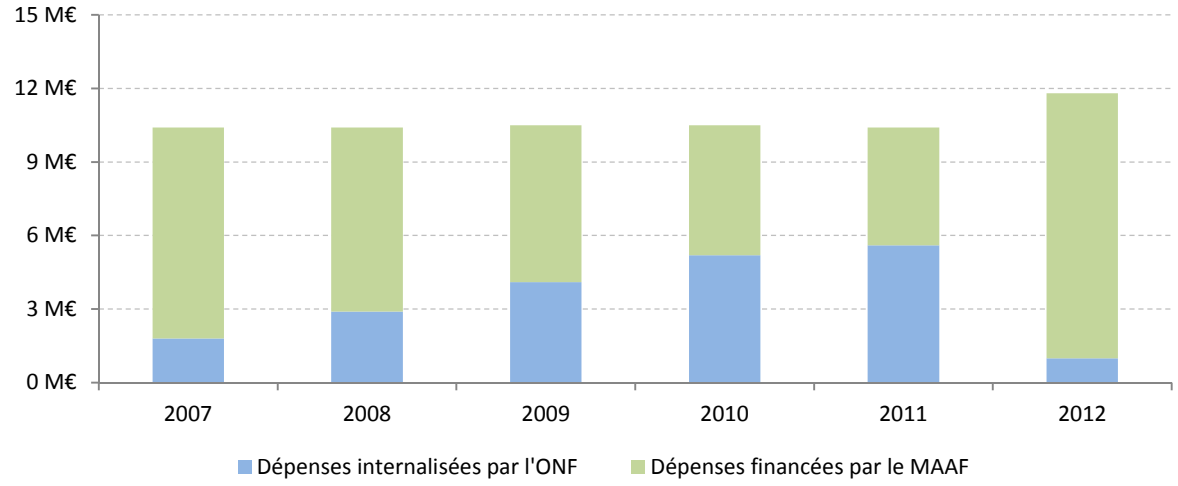
Selon Chatry et al. (2010 : annexe 4), les dépenses encourues par le MEDDE au titre des feux de forêt avoisinent les 2 M€ (euros courants). N'ayant pas obtenu de détails supplémentaires sur les dépenses de ce Ministère, nous retenons donc la somme de 2,1 M€/an pour l'ensemble du territoire (en euros 2014). Selon nos clés d'affectation, cela représente environ 0,26 M€/an (= 2,1 x 0,1224) à l'échelle du Var et **0,14 M€/an** (= 0,26 x 0,53) au niveau des Maures.

3.2.3 Les dépenses financées par l'Office National des Forêts (ONF)

Comme on a déjà eu l'occasion de le dire, sur les 10,9 M€ annuels que coûte la réalisation des MIG-DFCI confiées à l'ONF, celui-ci autofinance environ **3,5 M€/an**[30].

La figure 3.6 illustre l'évolution de cet autofinancement au cours des dernières années. Comme on peut le constater, le montant internalisé par l'ONF (en euros 2014) varie sensiblement au cours de cette période, avec une tendance à la hausse assez nette entre 2007 et 2011 (le niveau d'autofinancement atteint une valeur maximale de 5,6 M€ pour cette année, soit environ 54% du montant total annuel). En 2012, cependant, suite à l'entrée en vigueur de la nouvelle convention MAAF/ONF, le montant autofinancé par l'ONF chute à environ 1 M€, une somme 5 fois inférieure à celle de l'année précédente et ne représentant que 8,5% du montant total annuel destiné aux MIG dans le domaine de la DFCI.

Figure 3.6 : Evolution du financement des MIG confiées à l'ONF pour la prévention contre les incendies de forêt (en millions d'euros constants 2014)



Source : auteur (à partir des budgets publiés annuellement par le MAAF)

Le montant des dépenses DFCI financées par l'ONF peuvent donc être estimées à environ 0,43 M€/an (= 3,5 x 0,1224) à l'échelle du Var et à environ **0,28 M€/an** (= 0,43 x 0,53) au niveau des Maures.

[30] Le ratio de 32% est calculé pour la période 2007-2012. Nous n'avons pas les données exactes pour toute la période d'analyse. En appliquant ce ratio à la valeur globale moyenne pour la période 1999-2012, nous obtenons un montant de 3,5 M€. En se limitant à la période 2007-2012, pour laquelle nous avons donc toutes les données en détail, le montant moyen internalisé par l'ONF est de 3,4 M€.

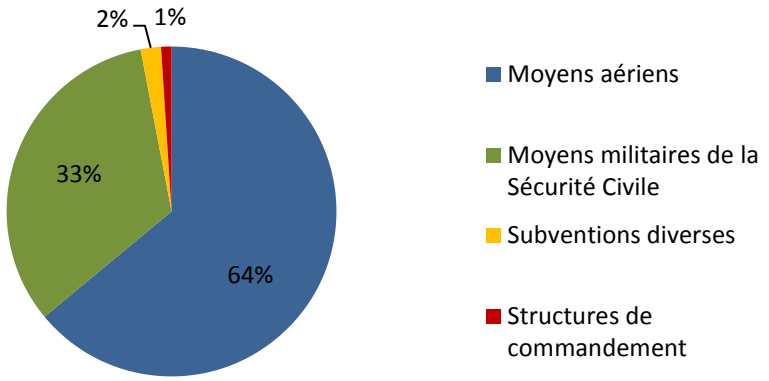
3.2.4 Les dépenses du Ministère de l'Intérieur

3.2.4.1 Considérations générales

En soutenant l'action des sapeurs-pompiers locaux à travers la mobilisation de sa flotte aérienne et de ses moyens militaires, le Ministère de l'Intérieur (et plus concrètement sa Direction Générale de la Sécurité Civile et de la Gestion des Crises ; DGSCGC) joue un rôle central dans la surveillance et la lutte contre les feux de forêt[31,32].

En moyenne, pour la période 2000-2013, le budget annuel alloué par le Ministère de l'Intérieur à la protection contre les feux de forêt est de **113,3 M€/an** (euros 2014) pour l'ensemble du territoire français. Ce montant englobe quatre catégories de dépenses parmi lesquelles deux ont un poids prépondérant : (i) les moyens aériens et (ii) les moyens militaires de la Sécurité Civile (ces dépenses représentent à elles seules environ 97% du budget moyen total ; voir figure 3.7) ; le 3% restant du budget ministériel est destiné à des (iii) subventions diverses et aux (iv) structures de commandement.

Figure 3.7 : Répartition du budget annuel moyen du Ministère de l'Intérieur pour la lutte contre le feu (période d'analyse : 2000-2013)



Source : auteur (à partir des données publiées par le Ministère de l'Intérieur)

Le calcul du budget annuel moyen du Ministère de l'Intérieur pour la gestion du risque « incendie de forêt » est largement influencé par le choix de l'échelle temporelle. Les variations de ce budget sont en effet considérables depuis le début de siècle, de telle sorte que le choix d'une plus ou moins grande période d'analyse détermine en grande partie la moyenne calculée. Comme on peut le constater sur la figure 3.8, le budget augmente systématiquement entre 2000 et 2007 (+60 M€ en l'espace de 8 ans, soit +67%), diminue ensuite brusquement entre 2007 et 2008 (-46 M€ d'une année

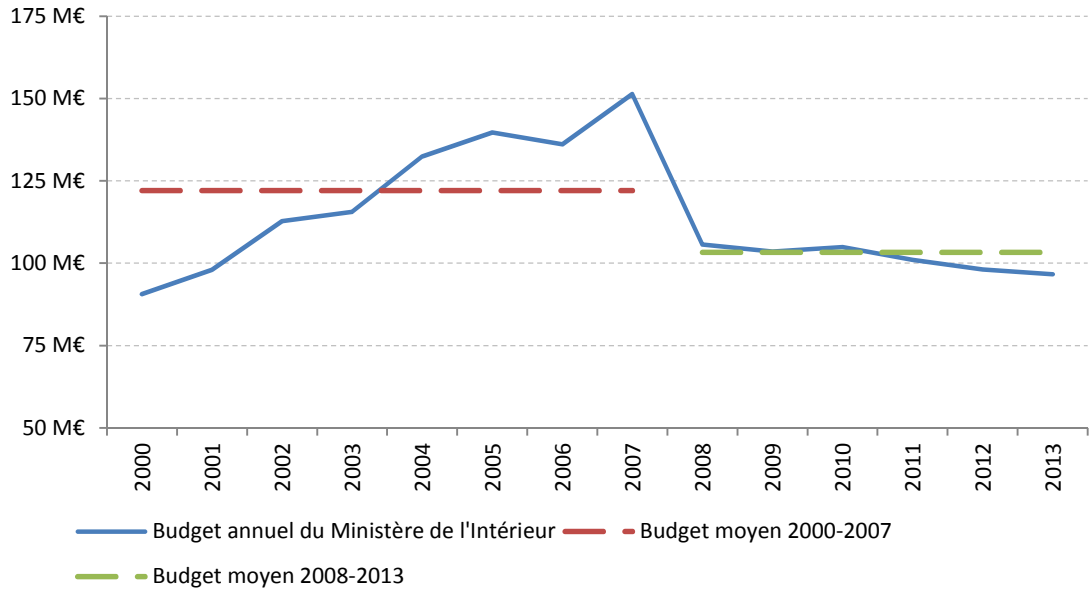
[31] Rattachée au Ministère de l'Intérieur, la DGSCGC (ex-DSC) est la structure centrale, responsable de la gestion des risques en France, qu'il s'agisse des accidents de la vie courante ou des catastrophes majeures.

[32] Les moyens de la Sécurité Civile sont principalement destinés au guet armé et à l'attaque des feux déclarés. Cela dit, ils peuvent aussi participer de façon plus ou moins occasionnelle à des actions de prévention (les formations militaires de la Sécurité Civile participent par exemple à la réalisation de certains brûlages dirigés).

sur l'autre, soit -30%), puis se stabilise finalement autour des 100 M€ jusqu'à aujourd'hui, avec tout de même une légère tendance à la baisse (-9% en l'espace de 5 ans).

Si l'on ne considérait donc que les six dernières années, le budget annuel moyen estimé ne serait « que » de 103,3 M€ (toujours en euros 2014), soit 10 M€ de moins que ce que nous proposons comme estimation annuelle moyenne. De façon analogue, si on se limitait au seul budget 2013, le montant retenu ne serait « que » de 96,6 M€ et ne représenterait donc que 85% de notre estimation. Celle-ci pourrait donc être interprétée par certains comme étant une surévaluation du budget actuel du Ministère de l'Intérieur.

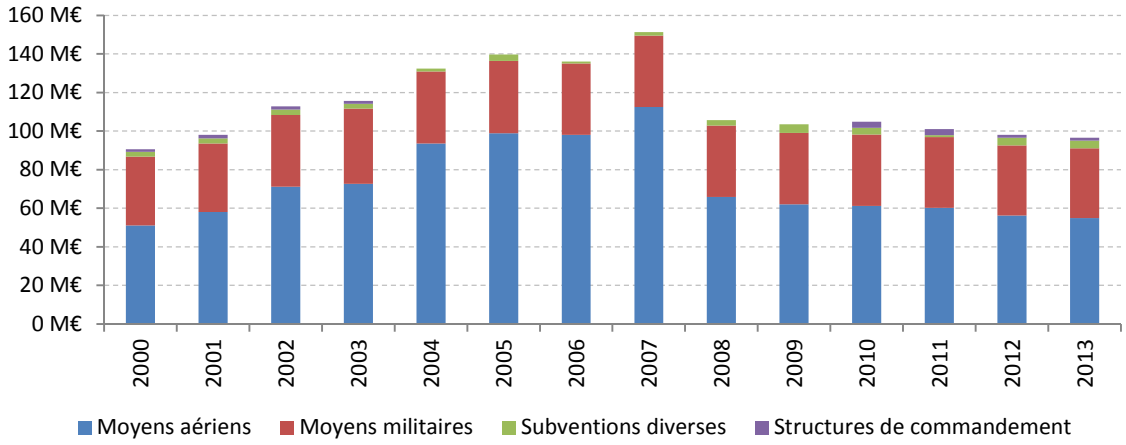
Figure 3.8 : Evolution du budget annuel du Ministère de l'Intérieur destiné à la lutte contre le feu (période 2000-2013 ; données en millions d'euros 2014)



Source : auteur (à partir des données contenues dans les dossiers de presse publiés annuellement par le Ministère de l'Intérieur)

L'échelle temporelle proposée dans ce travail de recherche assure cependant une image représentative de la réalité et permet de dépasser les apparences comptables en intégrant des éléments qui ne sont reflétés ni par le budget 2013 ni par une période d'analyse limitée aux derniers exercices. En effet, et comme on peut le constater sur la figure 3.9 (sur la page suivante), l'évolution du budget du Ministère de l'Intérieur destiné à la lutte contre le feu est largement influencée par le montant alloué au Groupement des Moyens Aériens (GMA) et plus concrètement, par l'acquisition et/ou la rénovation ponctuelles des avions composant le GMA, ainsi que par les frais de maintenance de cette flotte (frais dont le montant est corrélé à l'ancienneté des avions).

Figure 3.9 : Evolution des dépenses du Ministère de l'Intérieur pour la protection contre le risque « incendies de forêt » (période 2000-2013 ; données en millions d'euros 2014)



Source : auteur (à partir des données contenues dans les dossiers de presse publiés annuellement par le Ministère de l'Intérieur)

La hausse du budget du Ministère de l'Intérieur en début de siècle s'explique principalement par l'acquisition de deux nouveaux avions (deux Dash-8) et par la rénovation de trois Canadairs en l'espace de quelques années (le tout pour environ 133 M€, en euros 2014). Neuf autres avions (tous des Trackers, voir ci-dessous) arrivent en fin de vie à compter de 2016. L'Etat devra donc dépenser entre 60 et 160 M€, en fonction du scénario finalement retenu, pour renouveler sa flotte aérienne dans les années à venir. Il est donc logique de penser que le budget alloué aux moyens aériens de la Sécurité Civile (et donc le budget global ministériel) augmentera et dépassera les niveaux actuels.

3.2.4.2 Les moyens aériens

La flotte aérienne dont dispose la DGSCGC pour la lutte contre les feux de forêt est composée de 23 avions bombardiers d'eau[33] et de 3 avions de liaison et d'investigation[34]. Ces moyens « lourds » sont complétés par plusieurs des 35 engins composant le groupement d'hélicoptères de la Sécurité Civile et dont les missions dépassent le seul risque d'incendie de forêt[35].

En moyenne, la flotte aérienne de la Sécurité Civile représente un budget annuel d'environ **72,6 M€/an** pour l'ensemble du territoire (moyenne calculée pour la période 2000-2013 ; en euros

[33] Parmi les 23 avions bombardiers d'eau actuellement en service, 12 sont des Canadairs (consacrés à l'attaque directe des feux établis) ; 9 sont des Trackers (principalement utilisés pour le guet aérien armé et pour la première intervention sur les feux naissants) ; et 2 sont des Dash-8, dont la mission prioritaire est la pose des lignes d'appui de retardant.

[34] La flotte de la Sécurité Civile constitue l'essentiel des moyens aériens disponibles à l'échelon national. Seuls quelques départements disposent de moyens aériens « légers » pour la durée estivale.

[35] L'ensemble des moyens aériens de la sécurité civile peut être utilisé dans les opérations contre les feux de forêts. Cela dit, la participation de la flotte d'hélicoptères dans ce domaine ne représente qu'une faible partie de son activité (le groupement d'hélicoptères a vocation à intervenir prioritairement sur des missions de secours à personne. En revanche, le GMA est, lui, initialement conçu pour la lutte contre les incendies de forêts). Dans son dossier de presse de 2013 présentant le dispositif de lutte contre le feu, le Ministère de l'Intérieur compte 6 hélicoptères de secours pour la région méditerranéenne (hors Corse).

2014)[36]. Cette somme est destinée aussi bien au fonctionnement des aéronefs (frais de personnels, frais de fonctionnement, achat de produits moussants et retardant, etc.), qu'à la maintenance des engins ou à l'acquisition et la modernisation de la flotte[37].

3.2.4.3 Les moyens militaires de la Sécurité Civile

Les moyens militaires de la DGSCGC sont constitués par les Unités d'Instruction et d'Intervention de la Sécurité Civile (UIISC)[38]. Ces unités représentent environ 650 hommes déployés sur le terrain et disposant d'un matériel particulièrement important. En cas de besoin, la DGSCGC peut également mobiliser les moyens mis à disposition par le Ministère de la Défense dans le cadre du plan Héphaïstos. Pour l'année 2013, ce dispositif concernait 200 soldats, 60 véhicules, 2 hélicoptères de manœuvre et 1 hélicoptère léger.

En moyenne et à périmètre constant[39], les moyens militaires de la Sécurité Civile représentent un budget annuel d'environ **36,9 M€** pour l'ensemble du territoire (période 2000-2013 ; euros 2014).

3.2.4.4 Subventions diverses du Ministère de l'Intérieur

Ces subventions concernent principalement : (i) les remboursements que réalise l'Etat aux Départements ayant fourni des colonnes de renforts à d'autres SDIS[40]; et (ii) les participations de

[36] Il s'agit d'une moyenne pour la période 2000-2013. Elle est basée sur les dépenses budgétisées tous les ans par le Ministère de l'Intérieur (contenues entre autres dans le dossier de presse que le Ministère publie pour le lancement de chaque campagne). Les sommes ont toutes été actualisées et transformées en euros de 2014.

[37] La répartition entre ces trois éléments du budget alloué aux moyens aériens de la DGSCGC varie significativement selon la conjoncture. Pour la période 2002-2009, par exemple, et selon le rapport de la Mission Interministérielle sur le changement climatique et les feux de forêt en France, les frais de fonctionnement représentaient 33% du budget, les frais de maintenance 43%, et les frais d'acquisition et de modernisation de la flotte 24% (Chatry et al. 2010 : annexe 2). Aujourd'hui, la répartition de ce budget est sensiblement différente. A en croire le rapport législatif présenté par le député Pierre Morel-a-l'huissier (rapport n°258, tome XIV, de 2012), les frais de maintenance représenteraient à présent environ 60% du budget destinés aux moyens aériens de la DGSCGC. L'importance relative des frais de fonctionnement et des dépenses d'acquisition et de modernisation auraient donc diminué considérablement. Cette évolution s'explique par plusieurs facteurs : l'impact des grands incendies de 2003 sur les frais annuels moyens de fonctionnement estimés pour la période 2002-2009 ; l'achat pendant cette même période de 2 DASH (pour une valeur de 56 M€) et le renouvellement de 3 canadairs (coûts estimés à 69 M€) ; le vieillissement de la flotte (notamment des Canadairs et des Trackers) et l'accroissement des frais nécessaires à sa maintenance ; etc.

[38] Les Unités d'Instruction et d'Intervention de la Sécurité Civile (UIISC) font partie de l'Armée de terre et appartiennent à l'arme du Génie, comme la Brigade des sapeurs-pompiers de Paris. Leur rôle est d'intervenir pour combattre les sinistres et les calamités, en renfort national des moyens locaux (municipaux, départementaux, nationaux) ou lors de catastrophes à l'étranger. En effet, contrairement aux pompiers qui protègent les personnes et les biens d'une commune ou d'un territoire déterminé, elles n'ont pas de compétence territoriale et interviennent là où la DGSCGC les envoie. Il existe actuellement trois unités : l'UIISC n°1, basée à Nogent-le-Rotrou ; l'UIISC n°5, basée à Corte ; et l'UIISC n°7 : basée à Brignoles.

[39] Si l'on s'en tenait à la stricte apparence budgétaire, on constaterait pour les années 2006 à 2010 des budgets d'environ 55 M€ pour les formations militaires. Il s'agit cependant d'un artefact comptable dû à la LOLF et à la considération des charges des pensions dans l'ensemble des coûts. Dans un souci d'homogénéité des données pour l'ensemble de la période d'analyse, nous avons estimé le budget alloué aux moyens militaires à 37 M€ (euros 2014) pour chacune des années concernées. Le montant destiné aux moyens militaires est assez stable tout au long de la période analysée, variant de 35,7 M€ (pour l'année 2000) à 39,1 M€ (pour l'année 2003).

[40] Une dizaine de colonnes de renfort zonales (environ 750 sapeurs-pompiers) sont mobilisables, à titre prévisionnel, en fonction de la situation opérationnelle ou lors des feux plus importants.

l'Etat au Fonds d'Aide à l'Investissement (FAI). Ces subventions représentent en moyenne **2,7 M€** annuels (euros 2014) pour l'ensemble du territoire.

3.2.4.5 Les structures de commandement

Enfin, le budget destiné aux structures de commandement représente, lui, environ 1,9 M€ par an (toujours en euros 2014).

A l'échelle du département du Var, les dépenses totales du Ministère de l'Intérieur en matière et de surveillance et de lutte contre les incendies de forêt peuvent être estimées en moyenne à environ 13,87 M€/an (= 113,3 x 0,1224). Au niveau des Maures, ces dépenses correspondraient selon nos clés de répartition territoriale à environ **7,3 M€/an** (= 13,87 x 0,53). Comme nous l'avons indiqué plus haut, cette somme est largement déterminée par les coûts d'achat des engins aériens et par les frais occasionnés par leur maintenance.

3.3 Les dépenses (nettes) des acteurs opérant à l'échelle régionale et départementale

Dans cette section, nous nous intéresserons à deux acteurs principaux : le Conseil Régional Provence-Alpes-Côte d'Azur (CR PACA) et le Conseil Général du département du Var (CG 83). Comme nous le verrons par la suite, leur poids et leur importance diffèrent significativement d'une entité à l'autre.

3.3.1 Les dépenses du Conseil Régional Provence-Alpes-Côte d'Azur (CR PACA)

Sur le terrain, le CR PACA ne constitue pas un acteur visible et dynamique comme peuvent l'être les services de l'Etat (DDTM, ONF, etc.) ou le Conseil Général du Var (CG 83)[41]. Cela ne l'empêche pas pour autant de participer au financement de plusieurs actions de prévention (aides aux maîtres d'ouvrage PIDAF pour la création et l'entretien d'ouvrages DFCI, cofinancement des contrats de sylvopastoralisme DFCI, aides à l'achat de véhicules par les CCFF[42], etc.). Pour déterminer les montants de ces aides, le CR PACA s'aligne le plus souvent sur les quantités établies par le CG 83.

Nous estimons les dépenses du CR PACA dans les Maures à 465 300 €/an pour le cofinancement de travaux DFCI dans le cadre des PIDAF (sous-section 3.4.1.1) ; 121 000 €/an pour le cofinancement des contrats sylvopastoraux DFCI (sous-section 3.3.2.5) ; et 72 250 €/an pour le cofinancement de l'achat de véhicules par les CCFF (sous-section 3.4.2.6). Au total, nous estimons donc les dépenses du CR PACA dans les Maures à environ **0,66 M€/an.**

[41] Notons que dans leur estimation, Chatry et al. (2010 : annexe 6) « *laissent de côté* » les dépenses des Conseils Régionaux.
[42] Comités Communaux Feux de Forêt.

3.3.2 Les dépenses du Conseil Général du Var (CG 83)

Acteur majeur du dispositif de protection contre les incendies de forêt, le CG 83 joue un rôle principal dans le financement, la coordination et la mise en œuvre de la plupart des actions de prévention. Selon nos estimations, le CG 83 encoure des dépenses annuelles d'environ **1,49 M€/an** (euros 2014) pour l'ensemble du territoire des Maures (tableau 3.4).

Tableau 3.4 : Récapitulatif des dépenses moyennes annuelles du Conseil Général du Var pour la DFCI

	Dépenses annuelles moyennes (€ 2014)		
	A l'échelle du VAR	Affectations territoriales	**MAURES**
1. Débroussaillements réalisés aux abords des Routes Départementales (travaux hors régie)			
Sous-total (1) :	**1 440 k€**		**439,2 k€**
2. Activités de protection assurées par les Forestiers-Sapeurs du Conseil Général du Var (FORSAP)			
- Participation des FORSAP aux débroussaillements le long des Routes Départementales (RD) :	+ 560 k€	30,5 %	+ 170,8 k€
- Participation des FORSAP aux débroussaillements DFCI (pour le compte des maîtres d'ouvrage des PIDAF) :	+ 219 k€	88 %	+ 192 k€
- Participation des FORSAP au dispositif de surveillance estivale :	+ 205 k€	33 %	+ 68 k€
Sous-total (2) BRUT :	= 985 k€		= 430,8 k€
- Subventions accordées par le MAAF pour le paiement des activités des FORSAP :	- 690 k€		- 370 k€
Sous-total (2) :	**295 k€**		**60,8 k€**
3. Travaux réalisés par les équipes du Génie Civil du CG 83			
Sous-total (3) :	**351 k€**	49 %	**172 k€**
4. Subventions aux collectivités locales (maîtres d'ouvrages des travaux DFCI)			
Sous-total (4) :			**404 k€**
5. Soutien au sylvopastoralisme DFCI			
- Participation au financement des travaux d'amélioration pastorale (AMP)			+ 71 k€
- Participation au financement des contrats d'entretien par l'élevage (coupures + zones de renfort pastoral)			+ 121 k€
Sous-total (5) :			**= 192 k€**
6. Subventions diverses pour la DFCI			
- Mise à disposition des communes de 275 motopompes	20 k€	53 % (importance relative des surfaces brûlées)	10,6 k€
- Versement d'un fonds de concours à l'Etat	180 k€		95,4 k€
- Cotisation Entente Interdépartementale	126 k€		66,8 k€
- Aides versées aux Comités Communaux Feux de Forêt (CCFF)	98 k€		51,9 k€
Sous-total (6) :			**= 224,7 k€**
		TOTAL :	**1 493 k€/an**

Source : auteur (à partir des données fournies par la Direction du Génie Forestier du CG 83)

3.3.2.1 Le débroussaillement aux abords des Routes Départementales (RD)

Le débroussaillement le long des RD constitue une obligation légale pour le CG 83, qui se doit de l'accomplir conformément aux dispositions du Code Forestier[43]. Depuis quelques années, cependant, cette obligation légale a pris une nouvelle dimension, puisque le CG 83 a développé le potentiel des RD en tant que coupures de combustible en créant de vrais positionnements stratégiques qui viennent compléter ou améliorer l'efficacité du maillage DFCI déjà existant (voir tableau 3.5)[44].

Tableau 3.5 : Intégration du réseau routier départemental dans le maillage DFCI (routes à la charge du CG 83 situées à proximité d'espaces naturels combustibles)

intérêt stratégique DFCI	Linéaire de RD (en kilomètres)	Surface (en hectares)	Importance relative[45]
Positionnements sans intérêt stratégique DFCI :	**721 km**	**1.442 ha**	**26 %**
Positionnements stratégiques DFCI :	**932 km**	**4152 ha**	**74 %**
Zones d'Appui (ZA)	468 km	1.404 ha	25 %
Zones d'Appui Elémentaire (ZAE)	379 km	1.895 ha	34 %
Zones d'Appui Principal (ZAP) ou Zone d'Appui Stratégique (ZAS)	85 km	853 ha	15 %

Source : Beniamino & Labadie (2009 : 13)

Logiquement, suite à la mise en place de cette nouvelle politique, les dépenses du CG 83 au titre des débroussaillements aux abords des RD ont considérablement augmenté[46]. Tel que nous pouvons l'observer sur la figure 3.10, les effets de la nouvelle politique sont visibles dès l'année 2009, qui marque clairement une rupture dans la série de données dont nous disposons. Depuis cette année-là, les débroussaillements aux abords des RD représentent une surface moyenne de 600 ha/an sur l'ensemble du Département et entraînent des dépenses d'environ 2M€ annuels (euros 2014). A titre de comparaison, pour la période 2006-2008, le CG 83 traitait en moyenne 330 ha le long des RD (soit un peu plus de la moitié de la surface qu'il débroussaille à présent), et dépensait un peu moins d'1M€/an (euros 2014). Etant donné l'importance de ces changements et leur nature structurelle, il semble logique de ne retenir que les trois dernières années disponibles dans nos estimations.

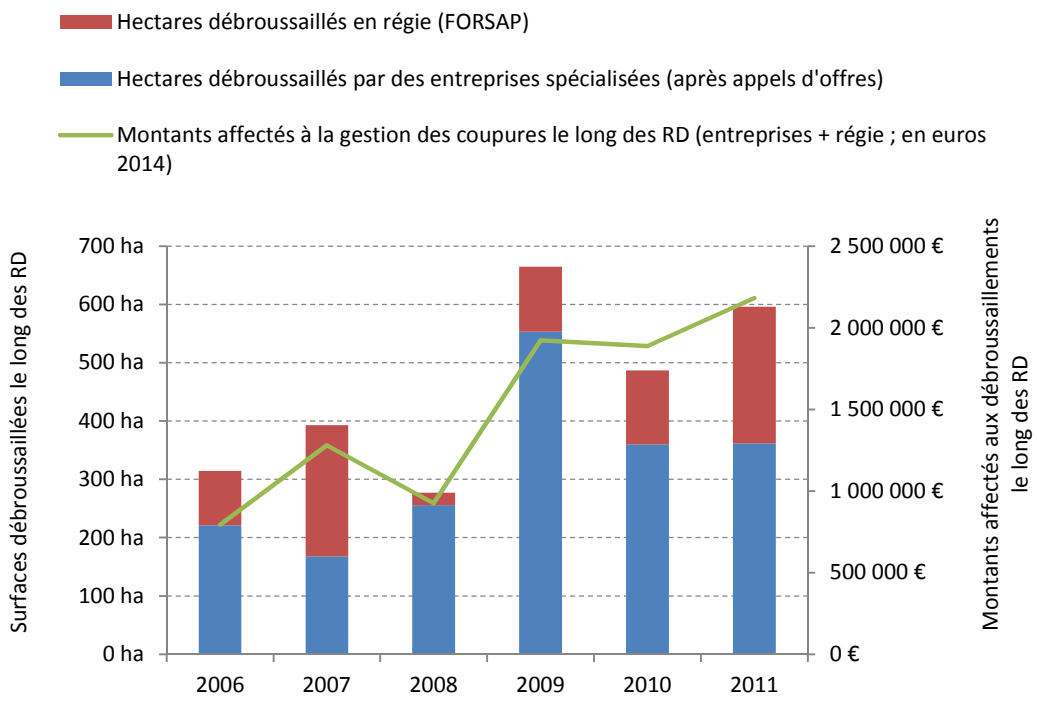
[43] Le Code Forestier impose aux propriétaires de voies ouvertes à la circulation publique (Etat, collectivités territoriales…) de débroussailler de part et d'autre les voies publiques situées en forêt ou à moins de 200 mètres de celle-ci (article L 134-10). Cette obligation concerne environ 1.653 km sur les 2.934 kilomètres de Routes Départementales varoises.

[44] Les premiers travaux d'ouverture et de mise aux normes de ces coupures ont débuté en 2008.

[45] Pourcentage par rapport à la surface totale concernée par l'obligation légale de débroussaillement.

[46] Aujourd'hui, le CG 83 assume la totalité des dépenses d'ouverture, de mise aux normes et de maintien en conditions opérationnelles de tous ces débroussaillements.

Figure 3.10 : Surfaces débroussaillées aux abords des RD (et montants affectés à ces travaux de débroussaillement) sur l'ensemble du territoire du Var (valeurs exprimées en hectares et en euros 2014 respectivement)[47]



Source : auteur (à partir des données fournies par la Direction du Génie Forestier du CG 83)

Au niveau du territoire des Maures, et selon les informations transmises par la Direction du Génie Forestier du CG 83, les montants alloués aux débroussaillements des abords des RD avoisinent les **610 000 €/an** (euros 2014) pour la période 2009-2011. La surface moyenne traitée est d'environ 200 ha/an[48] (voir figure 3.11 sur la page suivante), soit à peu près un tiers de la surface débroussaillée à ce titre au niveau départemental. L'évolution au niveau des Maures est semblable à celle déjà analysée pour l'ensemble du Département. La rupture marquée par l'année 2009 est tout aussi évidente. Le coût moyen à l'hectare reste variable selon le type de chantier (ouverture/entretien), les conditions du terrain (pente, quantité d'arbres à abattre, etc.) et la présence éventuelle d'enjeux de protection (ex : protection de la tortue d'Herman, enjeux naturalistes dans la Réserve Nationale de la Plaine des Maures, etc.) (voir tableau 3.6). En moyenne et pour l'ensemble des travaux réalisés pendant la période d'analyse, ce coût moyen est de 3 027 €/ha (toujours en euros 2014).

[47] Les données nous ont été fournies directement et sur demande par la Direction du Génie Forestier du Conseil Général du Var. Malheureusement, nous n'avons pas obtenu les bilans d'activités pour les années 2012 et 2013 (une grande partie de nos contacts dans la Direction du Génie Forestier ont quitté la cellule fin 2012). D'après le Rapport de Performances du CG 83 pour l'année 2012, les montants de 2012 sont semblables à ceux de 2011. Selon le rapport, en effet, *« les montants affectés globalement au débroussaillement le long des RD se sont stabilisés à 1,5 M€* [hors travaux en régie] *et à 600 ha/an* » (p.233). Le rapport est disponible sur le site suivant : http://www.var.fr/conseil_general/le_conseil_general/rapport-de-performance (juin 2014).

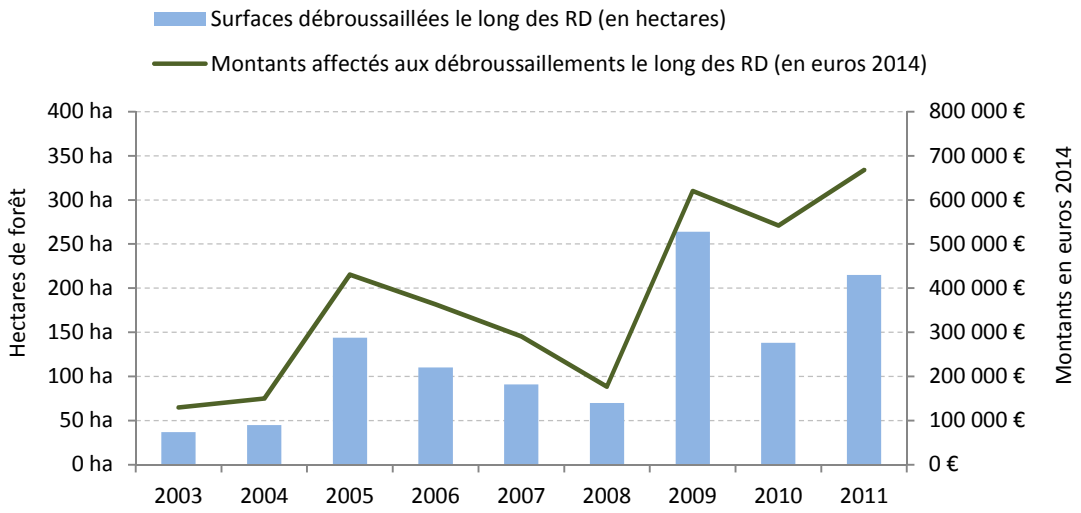
[48] Moyenne calculée pour les années 2009 à 2011.

Tableau 3.6 : Surfaces débroussaillées dans les Maures le long des RD (valeurs exprimées en euros 2014)[49,50]

Année	Surface traitée (en hectares)	Coût total (euros 2014)[51,52]	Estimation du coût moyen (euros 2014)
2003	37 ha	130 000 €	3 514 €/ha
2004	45 ha	150 000 €	3 333 €/ha
2005	144 ha	431 000 €	2 993 €/ha
2006	110 ha	363 000 €	3 300 €/ha
2007	91 ha	291 000 €	3 198 €/ha
2008	70 ha	177 000 €	2 528 €/ha
2009	264 ha	620 000 €	2 348 €/ha
2010	138 ha	542 000 €	3 925 €/ha
2011	215 ha	668 000 €	3 115 €/ha

Source : Direction du Génie Forestier du Conseil Général du Var

Figure 3.11 : Evolution des surfaces débroussaillées dans le massif des Maures aux abords des RD



Source : auteur (à partir des données fournies par la Direction du Génie Forestier du Var)

[49] Les données nous ont été fournies directement et sur demande par la Direction du Génie Forestier du Conseil Général du Var. Le CG ne dispose du montant réel facturé que pour les routes traitées en 2008 et 2009. Les montants présentés pour les années 2005, 2006 et 2007 doivent donc être compris comme des ordres de grandeurs plus ou moins exacts. Des coûts unitaires moyens ont été utilisés par la cellule forestière du CG pour pouvoir répondre à notre demande.

[50] Le CG ne dispose du montant réel facturé que pour les routes traitées à partir de 2008. Les montants présentés pour les années antérieures doivent donc être compris comme des ordres de grandeurs plus ou moins exacts. Des coûts unitaires moyens ont été utilisés par la cellule forestière du CG pour pouvoir répondre à notre demande. Certaines des RD considérées dans ces calculs débordent de notre périmètre d'étude. La cellule forestière du CG a utilisé des proratas pour estimer les surfaces correspondant au territoire analysé.

[51] Pour les 18 hectares réalisés en régie en 2010, nous avons appliqué le coût moyen par hectare correspondant aux travaux réalisés cette année-là par des entreprises, soit 3.925 €/ha (euros 2014).

[52] Pour les 58 hectares réalisés en régie au cours de l'année 2011, nous avons également appliqué le coût moyen des travaux réalisés par entreprise, soit 3.115 €/ha (euros 2014).

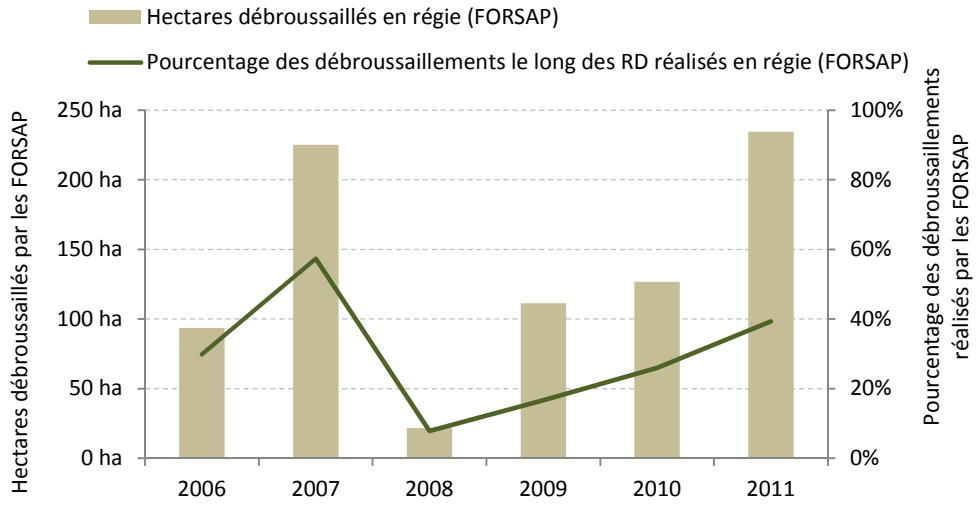
3.3.2.2 Les activités de protection réalisées par les Forestiers-Sapeurs (FORSAP)

Les Forestiers Sapeurs du CG 83 participent à plusieurs activités de protection contre le feu : (i) ils réalisent tout d'abord une partie des travaux de débroussaillement aux abords des RD (voir sous-section 3.3.2.1) ; (ii) ils sont également impliqués dans le débroussaillement d'ouvrages DFCI pour le compte des maîtres d'ouvrage des PIDAF ; enfin, (iii) ils contribuent au dispositif de surveillance pendant la saison à risques. Nous estimons dans les paragraphes suivants les dépenses annuelles moyennes engendrées par chacune de ces activités.

i) Participation des FORSAP aux travaux de débroussaillement aux abords des RD.

Les FORSAP du CG 83 assument en moyenne 27 % des débroussaillements réalisés le long des RD du Var (période 2009-2011), ce qui correspond à une surface traitée moyenne d'environ 158 ha/an (voir figure 3.12). Les dépenses affectées à ces travaux en régie représentent en moyenne 560 000 € pour l'ensemble du département (euros 2014, période 2009-2011), soit environ 28% du montant total.

Figure 3.12 : Evolution des débroussaillements réalisés par les FORSAP aux abords des RD sur l'ensemble du Département du Var (période 2006-2011)



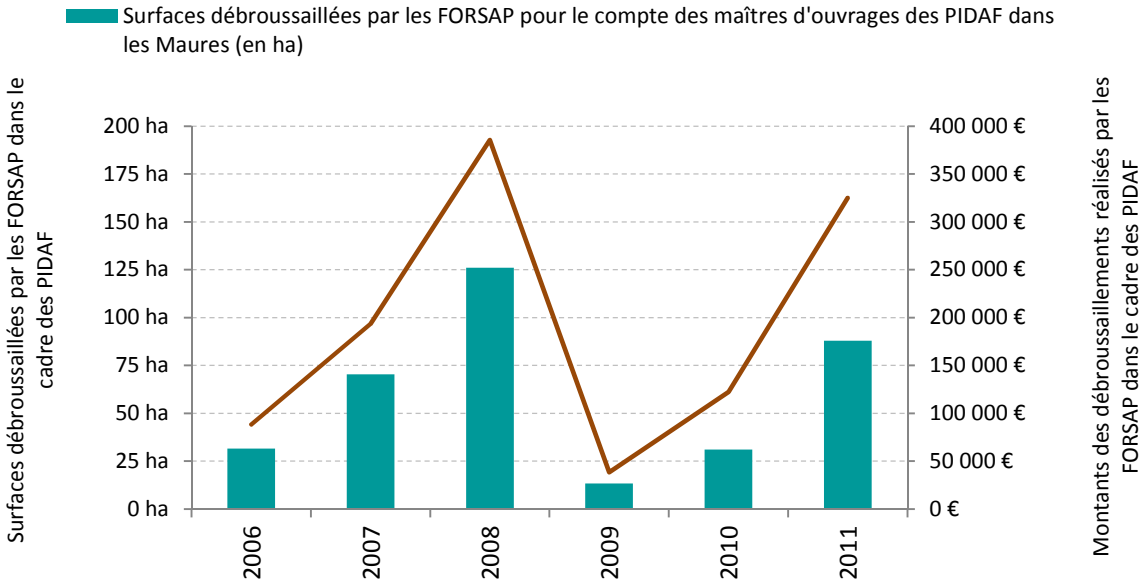
Source : auteur (à partir des données fournies par la Direction du Génie Forestier du Var)

Malheureusement, nous n'avons obtenu ni les montants ni les surfaces exactes débroussaillées à ce titre dans les Maures. Nous supposons donc que la part des débroussaillements réalisés en régie y est identique à celle calculée pour l'ensemble du Département (soit 28 % de la valeur totale). La valeur moyenne des débroussaillements légaux réalisés par les FORSAP dans les Maures peut ainsi être estimée à environ **170 800 €/an** (= 610 000 x 0,28). Les débroussaillements hors régie représenteraient donc 439 200 €/an (= 610 000 - 170 800).

ii) Participation des FORSAP aux débroussaillements d'ouvrages DFCI (pour le compte des maîtres d'ouvrage des PIDAF).

Dans les Maures, les FORSAP débroussaillent en moyenne 60 ha/an pour le compte des maîtres d'ouvrages des PIDAF. Les quantités réellement débroussaillées peuvent varier considérablement d'une année à l'autre (voir figure 3.13). Ainsi, par exemple, la surface traitée par les FORSAP dans le cadre des PIDAF est quasiment divisée par 10 entre 2008 et 2009. Pour ce qui est des dépenses générées par ces travaux de débroussaillement, elles sont estimées en moyenne à environ **192 000 €/an** (euros 2014, période 2006-2011).

Figure 3.13 : Evolution des surfaces débroussaillées par les FORSAP (et des montants correspondants) pour le compte des maîtres d'ouvrage des PIDAF dans les Maures (période 2006-2011)



Source : auteur (à partir des données fournies par la Direction du Génie Forestier du Var)

Il est important de noter qu'une très grande partie des débroussaillements des FORSAP du Var réalisés pour le compte des maîtres d'ouvrage des PIDAF est concentrée dans le territoire des Maures. En effet, sur les 415 hectares traités à ce titre entre 2006 et 2011, 360 l'ont été dans notre territoire d'études (soit 86,7 %). D'ailleurs, dans quatre des six années étudiées, les Maures représentent plus de 95% des hectares débroussaillés à ce titre dans le Var[53]. Cette situation pourrait cependant changer dans le moyen terme, comme conséquence de la montée en puissance de nouveaux maîtres d'ouvrages dans les massifs moyennement ou faiblement sensibles au risque.

[53] En valeurs monétaires, les dépenses affectées à ces débroussaillements des FORSAP sont d'environ 219 k€ (euros 2014) pour l'ensemble du Département.

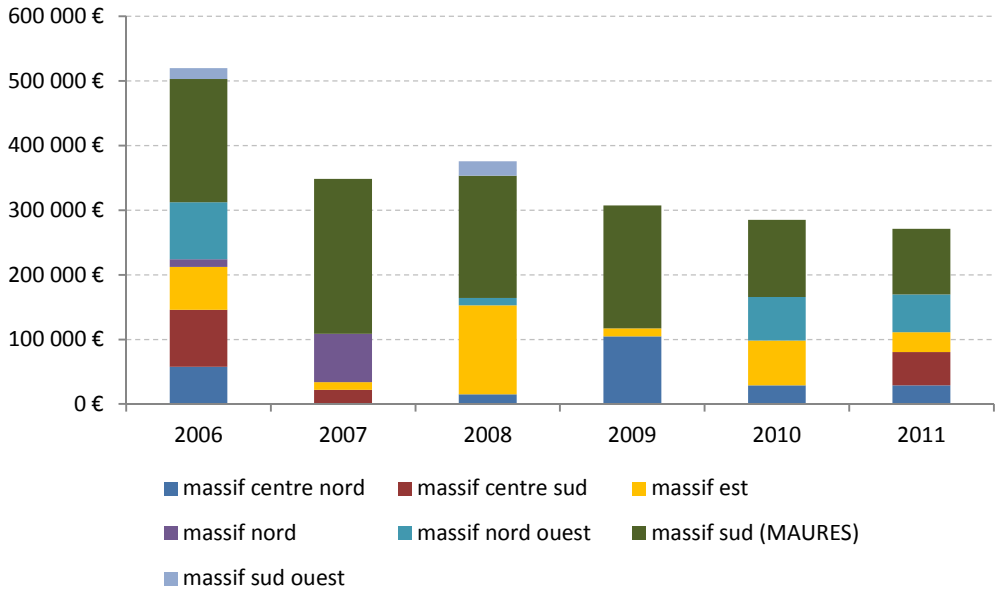
iii) Participation des FORSAP au dispositif de surveillance[54].

La mobilisation des FORSAP (complétée par des saisonniers) permet la formation de 25 patrouilles forestières armées. Celles-ci sont assurées tout au long de la saison à risque et correspondent à environ 3.200 « jours-agents ». En considérant un salaire net moyen de 64 euros/jour[55], la valeur monétaire annuelle de ces activités de surveillance peut être estimée à environ 205 000 € (euros 2014) pour l'ensemble du territoire varois (ne sont considérés ici ni l'amortissement des véhicules, ni les dépenses en carburant). Le Var dispose de 49 patrouilles forestières armées (composées chacune de deux APFM ou ONF conventionnés ou de deux FORSAP du CG 83) ; parmi ces patrouilles, 16 opèrent dans les Maures (soit environ 33% du total). Nous pouvons donc estimer les dépenses de surveillance des FORSAP dans les Maures à environ **68 000 €/an**. (= 205 000 x 0,33)

3.3.2.3 Les travaux réalisés par les équipes du Génie Civil du Conseil Général

A l'échelle départementale, les montants affectés aux travaux de pistes DFCI réalisés par les équipes du Génie Civil du Conseil Général représentent en moyenne pour la période 2006-2011 environ 351 000 €/an (euros 2014) (voir figure 3.14).

Figure 3.14 : Evolution des montants affectés (par massif) aux travaux de pistes DFCI réalisés par le Génie Civil du CG 83 sur l'ensemble du Département (période 2006-2011, valeurs en euros 2014)



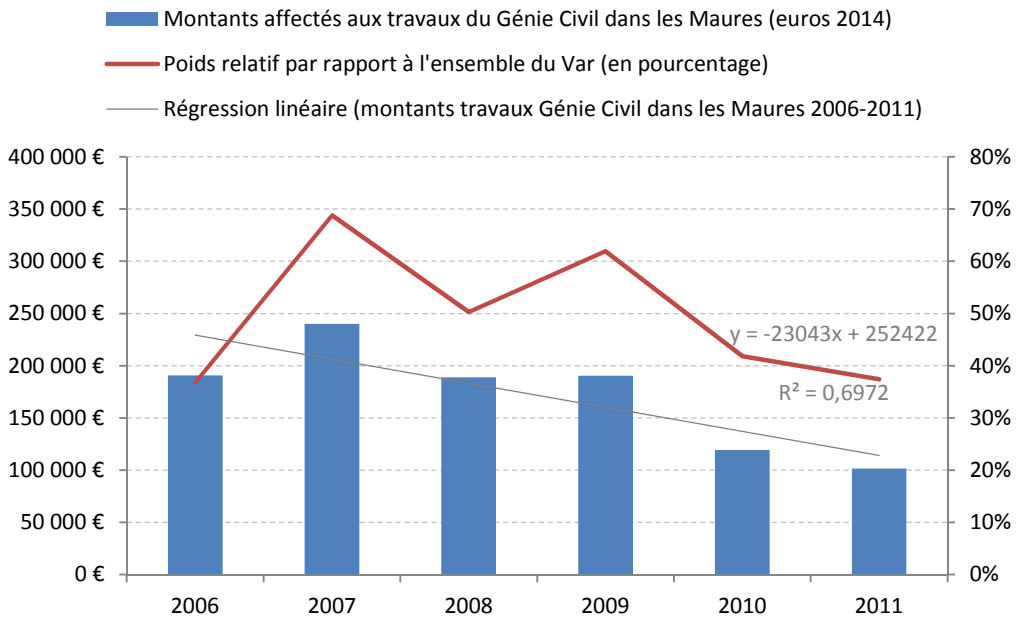
Source : auteur (à partir des données fournies par la Direction du Génie Forestier du Var)

[54] Le CG 83 participe à ce dispositif de surveillance sous 3 formes : (i) formation de patrouilles de surveillance ; (ii) versement d'un fonds de concours pour contribuer au fonctionnement du dispositif ; (iii) veille radio du dispositif Var Orange pilotant les patrouilles des CCFF. Le fonds de concours est destiné, entre autres, au fonctionnement du réseau radio et aux dépenses en carburant des patrouilles de l'Etat. Le montant du fonds était de 171 000 € en 2011 et de 183 000€ en 2012 (en euros courants) (Rapport de Performance du Conseil Général du Var 2012 : 236).

[55] http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=0&ref_id=NATSEF04143

A l'échelle des Maures, ces travaux réalisés par le Génie Civil représentent en moyenne **172 000 €** (euros 2014), soit à peu près la moitié du montant global estimé pour l'ensemble du Département. Tel que l'on peut l'observer sur la figure 3.15, la tendance de ces montants est plutôt à la baisse depuis 2007.

Figure 3.15 : Evolution des montants affectés aux travaux de pistes DFCI réalisés par le Génie Civil du CG 83 dans les Maures (période 2006-2011, valeurs exprimées en euros 2014)



Source : à partir des données fournies par la Direction du Génie Forestier du Var

3.3.2.4 Les aides versées aux collectivités locales maîtres d'ouvrages des travaux DFCI

Le CG 83 octroie des subventions aux maîtres d'ouvrages DFCI pour la création et l'entretien de pistes et de coupures de combustibles prévues dans les PIDAF. En règle générale, ces aides correspondent à 30% de la valeur HT pour les travaux de création ou de mise aux normes, et à 30 % de la valeur TTC pour les travaux d'entretien. Selon nos estimations, le CG 83 verse à ce titre environ **404 000 €/an** (euros 2014) à l'ensemble des maîtres d'ouvrage PIDAF opérant dans le massif des Maures (voir sous-section 3.4.1.1).

3.3.2.5 Le soutien au sylvopastoralisme DFCI

Le soutien apporté par le CG 83 au sylvopastoralisme DFCI se concrétise par deux types d'actions :

(i) le versement de subventions aux maîtres d'ouvrages PIDAF pour la réalisation de travaux d'amélioration pastorale (notamment l'installation de semis) ;

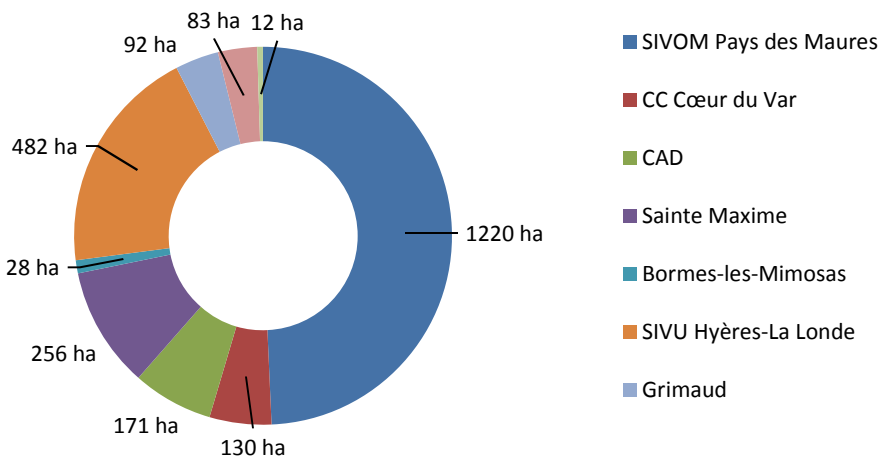
(ii) la participation au cofinancement des contrats pluriannuels signés avec les éleveurs pour l'entretien de coupures de combustible et les zones de renfort pastoral (CAD[56]/MAET[57]).

[56] Contrats d'Agriculture Durable.

En ce qui concerne la première de ces deux actions, à partir des données dont nous disposons nous estimons à environ **71 000 €/an** (euros 2014) le montant total des subventions attribuées par le CG 83 pour réaliser des améliorations pastorales dans les Maures (voir sous-section 3.4.1.1).

Pour ce qui est des contrats sylvopastoraux DFCI, ceux-ci représentent environ 2 474 ha (voir figure 3.16 pour la répartition par PIDAF[58]) et impliquent des dépenses annuelles (tous bailleurs de fonds confondus) estimées à 402 730 €. La rémunération à l'hectare peut varier sensiblement (du simple au triple) selon les contraintes imposées à l'éleveur. En moyenne, dans le massif des Maures, le coût (ou rémunération) à l'hectare est de 163 €/an (moyenne calculée pour l'ensemble des contrats recensés dans le Contrat de Massif)[59]. Ces contrats DFCI sont financés par l'Union Européenne (40%), le Conseil Régional PACA (30%) et le Conseil Général du Var (30%). Nous estimons donc les dépenses annuelles à ce titre encourues par le CG 83 dans notre territoire d'études à environ **121 000 €** (= 402 730 x 0,3).

Figure 3.16 : Surfaces entretenues par la dent du bétail sur des coupures DFCI et sur les zones de renfort pastoral aux abords de celles-ci (répartition par maître d'ouvrage PIDAF)



Source : auteur (à partir des données contenues dans le Contrat de Massif SUD)

Au total donc, le soutien du CG 83 au sylvopastoralisme DFCI dans les Maures engendre des dépenses estimées à environ **192 000 €/an** (euros 2014)[60] (= 121.000 + 71.000).

[57] Mesures Agri-Environnementales Territorialisées.
[58] Comme on peut le constater, environ la moitié des hectares concernés sont situés à l'intérieur du périmètre d'action du SIVOM Pays des Maures (celui-ci intervenait sur une dizaine de communes jusqu'en 2010).
[59] Surface calculée à partir des contrats stipulés dans le Contrat de Massif. Certains de ces contrats étaient en cours de programmation au moment où le Contrat de Massif a été rédigé.
[60] Ne sont pas considérées ici les subventions pour la construction d'équipements pastoraux (clôtures, aires d'abreuvement, parcs de contention, bergeries et cabanes, etc.) situés au-delà des coupures.

3.3.2.6 Subventions diverses pour la DFCI

Sont considérées ici plusieurs aides du CG 83 dans le domaine de la protection contre les incendies de forêt.

Le CG 83 attribue par exemple des subventions aux Comités Communaux Feux de Forêt (CCFF) pour l'achat de véhicules, de radios et de tenues pour les bénévoles. En 2012, ces aides ont représenté environ 58 300 € (euros 2014) pour l'ensemble du territoire. En 2010, elles avoisinaient les 137 000 € (toujours en euros 2014)[61]. Nous estimons un montant moyen de 98 000 €.

Le CG verse par ailleurs un fonds de concours à l'Etat pour contribuer au fonctionnement du dispositif de patrouilles de la DDTM 83 (Direction Départementale des Territoires et de la Mer). Ce fonds sert entre autres à financer en partie le carburant des véhicules de patrouilles de l'Etat et le fonctionnement du réseau radio. Cette aide du CG 83 représente environ 180 000 €/an[62] (euros 2014) à l'échelle départementale.

En outre, le CG 83 met à la disposition des communes 275 motopompes dans le but de renforcer les moyens d'autodéfense des habitations situées à proximité des zones forestières. Le prix unitaire de ces motopompes est estimé à 1 425 €[63]. En considérant une vie utile de 20 ans, on peut estimer des dépenses annuelles à ce titre d'environ 20 000 € pour l'ensemble du Département.

Enfin, le CG 83 est l'un des partenaires financiers de l'Entente Interdépartementale pour la Forêt Méditerranéenne. Il verse à ce titre une cotisation annuelle dont le montant pour 2012 était d'environ 126 200 € (euros 2014).

Au total, ces aides diverses représentent 424 200 €/an pour l'ensemble du territoire varois. En appliquant la clé de répartition de 53%, nous pouvons estimer à environ **225 000 €/an** le montant correspondant au massif des Maures.

[61] La coordination des patrouilles mises en place par les CCFF se fait par un canal radio dédié à leur coordination. La veille radio de ce canal est assurée par des saisonniers recrutés par le CG 83. Les dépenses correspondantes ne sont pas considérées dans nos calculs.
[62] Moyenne calculée pour les années 2011 et 2012.
[63] Modèle HONDA type GX 160 5.5 CV 4 temps.

3.3.3 Les dépenses du Service Départemental d'Incendie et de Secours (SDIS 83)

Le SDIS 83 joue un rôle majeur dans la gestion du risque « feux de forêt », principalement dans la lutte contre le feu, mais aussi à travers plusieurs activités de prévention. L'accomplissement de ces activités engendre des dépenses brutes moyennes que nous estimons à 24,4 M€/an (euros 2014) pour l'ensemble du Département et **12,9 M€/an** pour les Maures (toujours selon nos clés de répartition). Ce montant global regroupe plusieurs catégories de dépenses (voir tableau 3.7) dont les valeurs et les poids respectifs diffèrent sensiblement d'un cas à l'autre (voir figure 3.17).

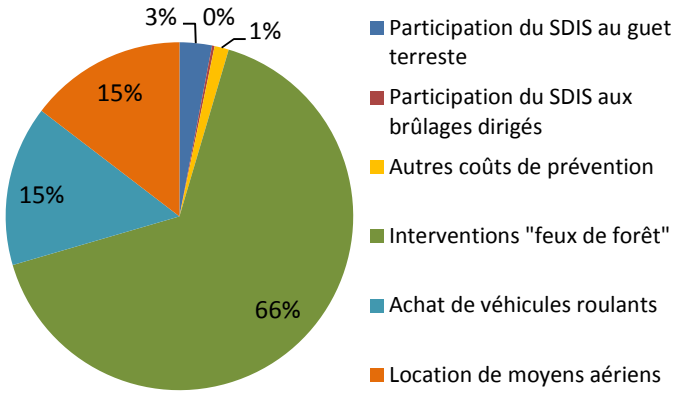
Tableau 3.7 : Estimation des dépenses annuelles moyennes du SDIS 83 pour la prévention et la lutte contre les incendies de forêt (valeurs brutes)

		Coûts en euros courants (2008)	Coûts actualisés (euros 2014)
1. Participation du SDIS au guet terrestre fixe :	- coût du personnel :	80 631 €	86 346 €
	- coût en matériel :	25 000 €	26 772 €
2. Participation du SDIS au guet terrestre mobile :	- vacations des personnels des patrouilles mixtes :	33 206 €	35 559 €
	- vacations des personnels de groupes d'intervention préventive (GIP) :	541 455 €	579 830 €
	- formation de bénévoles des CCFF :	3 000 €	3 213 €
3. Participation du SDIS aux brûlages dirigés :	- personnel :	2 665 €	2 854 €
	- formation :	8 080 €	8 653 €
	- matériel :	45 716 €	48 956 €
4. Autres coûts de prévention :	- complément de charges pour les GIP :	130 000 €	139 214 €
	- coûts des véhicules préventifs :	5 285 €	5 660 €
	- formations des personnels :	164 000 €	175 623 €
5. Coûts des interventions feux de forêt : coûts moyens estimés à 6.486 €/ha brûlé (en euros 2008)[64] :		**15 015 090 €**	**16 079 990 €**
6. Moyenne des achats annuels de véhicules roulants[65] :		3 395 553 €	3 636 208 €
7. Location de moyens aériens[66] :	- Location d'appareils :	3 283 330 €	3 516 032 €
	- Armement des pélicandromes :	45 577 €	48 807 €
TOTAL pour l'ensemble du département :		22 778 588 €	**24 393 717 €**
Coût estimé par hectare de forêt (pour le département du Var[67]) :			**63 €/ha de forêt**

Source : auteur (à partir des données contenues dans le rapport de la Mission Interministérielle de 2010 et des estimations faites par l'auteur lui-même)

[64] Estimation réalisée par l'auteur en considérant plusieurs campagnes d'incendies (voir plus loin).
[65] Moyenne calculée pour la période 2005-2009. Sont considérés uniquement les véhicules dédiés à la lutte contre les incendies de forêt et ceux dont le dimensionnement est rendu nécessaire pour cette lutte.
[66] Ces appareils sont loués indépendamment de l'occurrence de feux.
[67] Selon l'Inventaire Forestier National (campagnes 2008 à 2012), le Var compte 388.000 hectares de forêt.

Figure 3.17 : Répartition des dépenses du SDIS 83 destinées à la prévention et à la lutte contre les feux de forêt



Source : auteur (à partir des données contenues dans le rapport de la Mission Interministérielle de 2010 et des estimations faites par l'auteur lui-même)

Malgré leur précision apparente, les estimations présentées ci-dessus constituent des ordres de grandeur et doivent être interprétées avec précaution. Le calcul des dépenses des SDIS dans la gestion du risque « feux de forêt » se heurte en effet à de nombreuses difficultés. Ainsi, par exemple, les budgets des SDIS sont trop souvent imparfaitement consolidés et contiennent de ce fait de nombreuses incohérences comptables ; leur analyse globale s'avère donc très compliquée (ce constat est partagé entre autres par la Chambre Régionale des Comptes de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, qui souligne les « *nombreuses contradictions entre les documents budgétaires et comptables* » du SDIS varois[68]). La plupart des SDIS ignorent par ailleurs la comptabilité analytique, de telle sorte qu'il est très difficile -voire complètement impossible- de distinguer les dépenses causées par les feux de forêt de celles découlant d'autres interventions (inondations, secours à la personne, feux urbains, etc.). Enfin, l'accès à la comptabilité des SDIS est plutôt restreint et reste le plus souvent limité à des organismes publics de contrôle (Cour des comptes, etc.)[69].

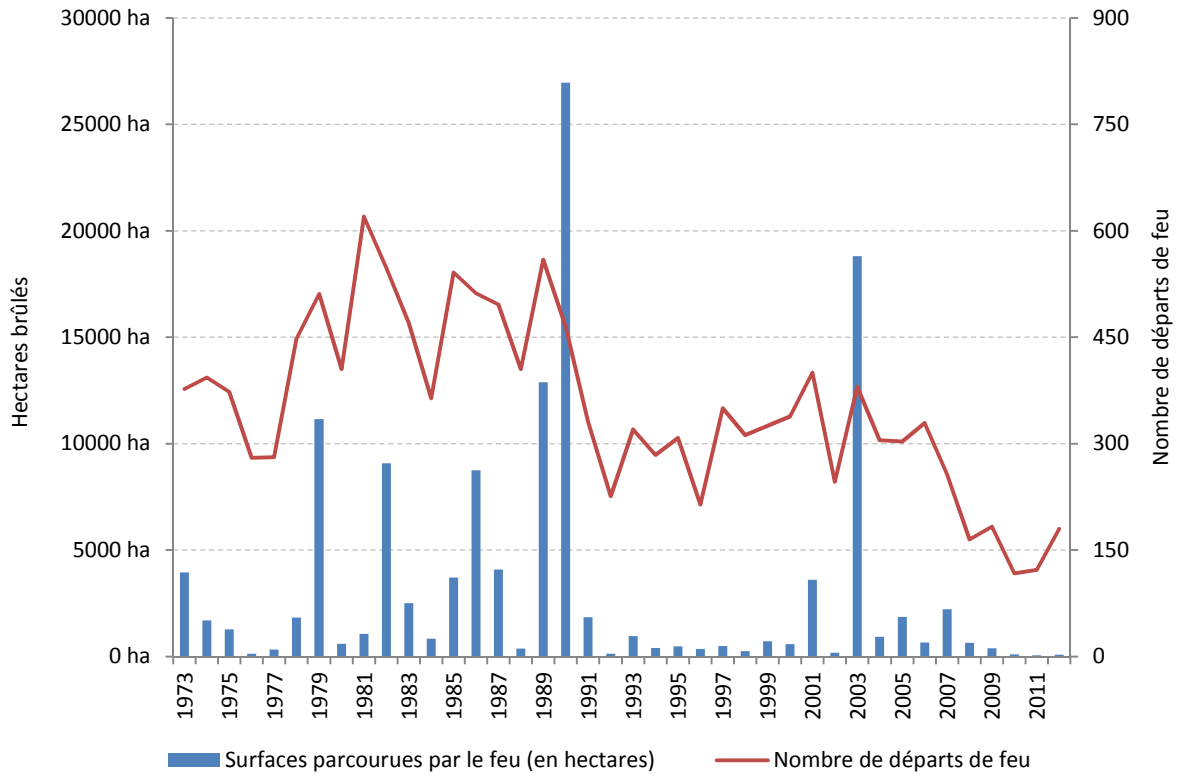
Les montants présentés dans ce travail de recherche sont donc largement basés sur les données que le SDIS 83 a transmises à la Mission Interministérielle sur *Le changement climatique et l'extension des zones sensibles aux feux de forêt*, dont le rapport définitif a été publié en 2010 (Chatry et al. 2010)[70]. Les montants sont tous actualisés et sont exprimés en euros 2014. Malheureusement, les données contenues dans le rapport de cette mission sont partielles et ignorent plusieurs catégories de dépenses qui concernent pourtant la lutte contre le feu. C'est le cas notamment des dépenses générales de structure (dépenses d'administration, de commandement, d'accueil, de gestion, etc.), ignorées dans la documentation transmise par le SDIS 83 et qui devraient logiquement être imputées en partie à la gestion du risque « feux de forêt ». C'est le cas également des coûts d'amortissement, eux aussi systématiquement ignorés, et dont le poids sur la facture totale du SDIS est pourtant

[68] Voir le rapport de la Chambre Régionale des Comptes de la région PACA intitulé *La gestion du Service Départemental d'Incendie et de Secours du Var* (2010).
[69] Malgré plusieurs tentatives, nous n'avons pas eu accès aux comptes du SDIS 83.
[70] Voir le rapport annexe sur « les coûts de la lutte et de la prévention contre les feux de forêt » (annexe 5).

notoire (leur prise en compte doublerait le montant total des dépenses du SDIS pour la prévention et la lutte contre les feux de forêt).

Par ailleurs, la plupart des données fournies par le SDIS 83 à la Mission Interministérielle ne concerne que la seule année 2008, particulièrement calme quant au nombre d'incendies[71] et aux surfaces parcourues par le feu[72] dans le Var (voir figure 3.18). La considération de ces seules données peut donc conduire à une image faussée du niveau moyen des dépenses annuelles du SDIS 83.

Figure 3.18 : Evolution du nombre de départs de feux et des surfaces brûlées (en hectares) dans le Département du Var (1973-2012)



Source : auteur (à partir de la base de données « Prométhée »)

Certes, le fait de ne considérer qu'une seule et unique période dans l'évaluation des dépenses du SDIS (en l'occurrence l'année 2008) peut ne pas poser de problème pour certains postes budgétaires dont le montant est relativement inélastique au nombre d'incendies et/ou à la sévérité de ces derniers. Nous pensons notamment aux coûts de formation, à l'achat de véhicules d'intervention ou encore, aux dépenses engendrées par des activités de prévention telles que la participation à des brûlages dirigés. D'autres postes cependant, sont clairement corrélés au niveau d'aléa de chaque saison d'incendies. L'exemple le plus évident est certainement celui des coûts des interventions « feux de forêt » (élément n°5 dans le tableau 3.7), dont le poids sur le montant total des dépenses

[71] En 2008, « seulement » 165 départs de feux sont déclarés dans le Var, soit environ la moitié de la moyenne annuelle pour les 40 dernières années (351 feux/an).
[72] En 2008, le feu parcoure 636 hectares dans le Var (la moyenne annuelle pour les 40 dernières années est de 3.173 ha).

du SDIS 83 pour la gestion du risque « feux de forêt » est notoire (environ deux tiers selon nos estimations ; voir figure 3.17)[73].

Dans ce travail de recherche, nous considérons donc plusieurs campagnes d'incendies (et donc, plusieurs niveaux d'aléa) afin de lisser l'impact que peuvent avoir les conditions météorologiques d'une année particulière sur l'estimation des dépenses annuelles moyennes encourues par le SDIS 83. Sur ce point, nous nous démarquons donc clairement du rapport établi par Chatry et al. (2010).

Malheureusement, et étant donné le peu de données comptables disponibles, cet élargissement du spectre temporel implique des hypothèses et des approximations qui simplifient et déforment quelque part la réalité. Nous estimons cependant l'impact de ces simplifications inférieur à celui découlant de la seule considération d'une campagne d'incendie particulièrement calme. Rappelons que le nombre de feux déclarés en 2008 -seule année considérée dans le rapport de la Mission Interministérielle- est systématiquement inférieur à celui des 35 campagnes antérieures et que la surface brûlée cette année-là est 5 fois inférieure à la surface brûlée moyenne des 40 dernières années.

L'estimation que nous proposons ici des dépenses annuelles moyennes du SDIS 83 en matière d'interventions « feux de forêt » repose sur plusieurs étapes de calculs (voir tableau 3.8) : nous estimons tout d'abord un coût moyen par hectare brûlé à partir des données présentées dans le rapport de 2010[74]. Ce coût moyen constitue bien entendu un artifice (le coût d'intervention ne saurait être constant), mais il nous permet d'extrapoler les dépenses de 2008 aux autres périodes en le multipliant par le nombre d'hectares parcourus chaque année par le feu. Plus concrètement, nous multiplions ce coût moyen par la surface annuelle moyenne brûlée dans le Var depuis le début de siècle ; nous obtenons ainsi une valeur annuelle moyenne, certes contingente et subjective, mais représentative de l'aléa réel et du niveau d'activité moyen du SDIS dans le Var.

Tableau 3.8 : Estimation des dépenses moyennes du SDIS 83 pour ses interventions « feux de forêt »

Dépenses notifiées par le SDIS 83 à la Mission Interministérielle de 2010 (interventions du 15/06/2008 au 15/09/2008)	3 314 444 €
Hectares brûlés du 15/06/2008 au 15/09/2008	511 ha
Estimation du coût moyen par hectare brûlé (euros 2008)	6 486 €/ha
Estimation du coût moyen par hectare brûlé (euros 2014)	**6 946 €/ha**
Surface moyenne brûlée (période 2000-2012)	2 315 ha/an
Estimation des dépenses moyennes du SDIS pour ses interventions « feux de forêt » (euros 2014)	**16 079 990 €/an**

Source : auteur

[73] Si l'on ne considère que la seule année 2008, particulièrement calme donc en termes de départs de feux et de surfaces brûlées, les interventions « feux de forêt » ne représentent « que » 30% des dépenses totales du SDIS 83 pour la prévention et la lutte contre les feux de forêt.

[74] Selon le rapport de la mission interministérielle de 2010, le SDIS 83 aurait dépensé 3.314.444 € entre le 15/06/2008 et le 15/09/2008. Pendant ces trois mois, 94 feux parcourent 510,7 ha dans le département du Var (source : base de données « Prométhée »). Le coût moyen d'intervention pour cette période est donc de 35.260 €/départ de feu et de 6.486 €/ha brûlé (euros 2008).

Le tableau précédent et les montants qui y sont indiqués méritent plusieurs commentaires. Premièrement, il est évident que le montant de dépenses finalement estimé pour les interventions « feux de forêt » du SDIS 83 est largement dépendant du choix du coût moyen d'intervention. Si l'on avait retenu par exemple le coût moyen par feu déclaré (et non pas par hectare brûlé), on aurait alors obtenu un montant de « seulement » 9,6 M€[75], soit -40% par rapport aux résultats affichés dans le tableau ci-dessus ! Notre choix se base sur deux arguments principaux. Tout d'abord, dans la littérature, le coût moyen de protection est toujours ramené à l'hectare de forêt. Par ailleurs, si l'on avait retenu le coût moyen par feu déclaré, la valeur résultante aurait impliqué une sous-estimation notable des dépenses du SDIS du fait de la non-représentativité des feux considérés dans le rapport de Chatry et al. (2010). En effet, la surface moyenne des feux considérés par ces auteurs n'est que de 5,4 ha par feu déclaré, alors que la surface moyenne pour la période 1991-2012 et les mois de l'année considérés dans le rapport déjà cité est de 10 ha/feu[76], soit quasiment le double. Autrement dit, l'été 2008 sur lequel est basé le calcul de la Mission se caractérise non seulement par un nombre très réduit de feux (troisième bilan le moins élevé depuis le début des statistiques « Prométhée »), mais aussi par une surface moyenne réduite.

Deuxièmement, notre coût moyen à l'hectare brûlé n'est pas exempt de problèmes de représentativité… En effet, le fait d'ignorer le nombre de feux déclarés implique de considérer le coût d'intervention à l'hectare comme une constante : une année avec 200 feux déclarés et 2 000 hectares brûlés engendrerait donc les mêmes dépenses qu'une autre année avec seulement 10 feux mais la même surface brûlée, soit 2 000 ha. Cela constitue certainement une hypothèse irréaliste. Nous obvions par ailleurs dans nos calculs des facteurs comme par exemple la localisation des feux et leur proximité à des zones d'Interface Forêt-Habitat, dont l'impact sur les dépenses d'intervention sont pourtant notoires sur les dépenses d'intervention (Peter et al. 2006 : 46).

Troisièmement, il est important de souligner l'impact indéniable du choix de l'échelle temporelle sur les montants ici calculés. En effet, si l'on avait considérait dans nos calculs l'ensemble des données disponibles sur le site http://www.promethee.com (à savoir, la période 1973-2012), nous aurions alors obtenu une surface brûlée moyenne d'environ 3 173 ha/an pour l'ensemble du Département du Var. La multiplication de cette surface brûlée moyenne par le coût d'intervention à l'hectare brûlé aurait impliqué des dépenses annuelles de 22 039 658 € (= 6.946 x 3.173), soit +40% par rapport à notre estimation. Aux yeux de certains, nos résultats peuvent donc sous-estimer les dépenses moyennes du SDIS.

Cela étant dit, la plupart des organismes estiment que les 40 années répertoriées dans la base de données « Prométhée » englobent deux périodes qu'il convient de distinguer : d'un côté, la période 1973-1990, se caractérisant par un nombre moyen de feux déclarés assez important (446 feux/an) et une surface brûlée moyenne très élevée (5 067 ha/an) ; et d'un autre côté, la période 1991-2012, se distinguant par une moyenne de départs de feux relativement basse (281 feux/an) et des surfaces brûlées beaucoup moins importantes (1 623 ha/an). Ainsi, par exemple, selon le Plan Départemental

[75] 94 départs de feu sont déclarés du 15/06/2008 au 15/09/2008. Le coût moyen d'intervention est donc estimé à 3 526 € (euros 2008) par feu déclaré, soit environ 3 776 € (euros 2014). Etant donné une moyenne annuelle de 255 feux déclarés dans le Var pour la période 2000-2012, il est possible d'estimer à 9 629 000 € (euros 2014) les dépenses moyennes d'intervention du SDIS 83.

[76] Pour la période 1991-2012, 3 154 feux sont déclarés dans le Département du Var entre le 15/06 et le 15/09. Ces feux parcourent 31 664 ha (source : http://www.promethee.com).

de Protection de la Forêt Contre les Incendies du Var (PDFCI 83), seule cette deuxième période serait représentative de la réalité actuelle de la forêt varoise (DDAF 83 2008 : 12). Si l'on avait considéré dans nos calculs uniquement cette deuxième période, nous aurions alors obtenu un montant de « seulement » 11 273 358 € (= 6.946 x 1.623), soit -30% par rapport à notre estimation pour la période 2000-2012. De ce point de vue donc, nos calculs surestimeraient les dépenses moyennes réelles du SDIS 83.

La considération des seuls bilans postérieurs aux grands feux de 1990 pose cependant le problème de la justification de cette rupture temporelle : Pour quelles raisons l'année 1990 appartiendrait-elle à une époque révolue en matière de DFCI ? En quoi l'année 1991 se différencierait-t-elle des années précédentes ? Le PDPFCI du Var cite comme changements principaux entre les périodes 1973-1990 et 1991-2012 « *une plus grande sensibilisation du public après les grands feux de 1990* », « *l'isolation et l'enfouissement des lignes EDF* », « *la mise en place du CFM* » et « *un contexte météorologique globalement plus favorable* » (DDAF 83 2008 : 12-13). Or, si tous et chacun de ces arguments peuvent justifier globalement la considération de deux périodes distinctes, ils ne permettent pas d'expliquer concrètement et objectivement le fait de trancher dans le temps entre 1990 et 1991 (le CFM, par exemple, est créé en 1986 ; l'enfouissement des lignes électriques se poursuit encore aujourd'hui…).

Face aux problèmes intrinsèques à chacune de ces deux périodes d'analyse (d'un côté, la période 1973-2012 et d'un autre côté, la période 1991-2012) et les montants quelque part extrêmes auxquels ils aboutissent, nous n'avons retenu dans ce travail de recherche que les bilans enregistrés depuis le début de siècle (période donc de 2000-2012). Ce choix a l'avantage d'être représentatif de la situation actuelle (il appartient entièrement à la nouvelle « époque » de feux de forêt) et de conduire à des résultats modérés (la période comprend les GIF de 2003 et la période d'accalmie postérieure ; le fait d'ignorer une grande partie la période d'accalmie 1991-2002 limite les chances de sous-estimer l'aléa réel). Une autre option tout aussi légitime est de présenter un intervalle pour les dépenses du SDIS avec une valeur minimale basée sur le période 1991-2012 et une autre valeur maximale basée sur la période 2000-2012.

Enfin, pour obtenir le montant net des dépenses moyennes du SDIS, nous devons considérer : (i) les remboursements que réalise le Ministère de l'Intérieur aux Départements ayant fourni des colonnes de renforts à d'autres SDIS ; (ii) les crédits accordés par le Préfet de la Zone de Défense Sud dans le cadre de la dotation zonale.

En ce qui concerne le premier de ces éléments, nous estimons la valeur moyenne de ces remboursements à 2,7 M€/an pour l'ensemble du territoire (voir sous-section 3.2.4.4). En appliquant nos clés d'affectation territoriale, on peut donc estimer le montant correspondant au département du Var à environ 330 500 €/an. A l'échelle des Maures, ces remboursements représenteraient environ 175 000 €/an. Par rapport au deuxième élément évoqué, Chatry et al. (2010 : annexe 5) estiment à 1 M€/an la valeur des crédits accordés par le Préfet aux SDIS de la zone Sud. Toujours selon nos clés de répartition, on peut donc estimer le montant accordé au SDIS 83 à environ 122 400 €/an et la valeur pertinente pour notre territoire d'études à environ 65 000 €/an. Les dépenses moyennes nettes du SDIS 83 dans les Maures seraient donc d'environ **12,69 M€/an**[77].

[77] Si l'on avait retenu la période 1991-2012 pour estimer les dépenses d'intervention, les dépenses moyennes nettes du SDIS 83 dans les Maures aurait été évaluées à environ 10,14 M€.

3.4 Les dépenses (nettes) des acteurs opérant à l'échelle locale

A l'échelle locale, nous retenons deux types de dépenses :

(i) les dépenses engendrées par les travaux de débroussaillement et les équipements DFCI **(sous-section 3.4.1)** ;

(ii) Les dépenses liées aux activités des Comités Communaux Feux de Forêt (CCFF) **(sous-section 3.4.2)**.

3.4.1 Dépenses liées aux travaux de débroussaillement et aux équipements DFCI

Cette première catégorie de dépenses peut être financée soit collectivement dans le cadre des PIDAF (dans ce cas, participent au financement Etat, UE, CG 83, CR PACA et communes), soit exclusivement par les communes (autofinancement de travaux non prévus dans les PIDAF ou non retenus parmi les travaux subventionnables), soit encore par les particuliers (dans le cadre de l'Obligation Légale de Débroussaillement).

3.4.1.1 Les travaux subventionnés dans le cadre des PIDAF

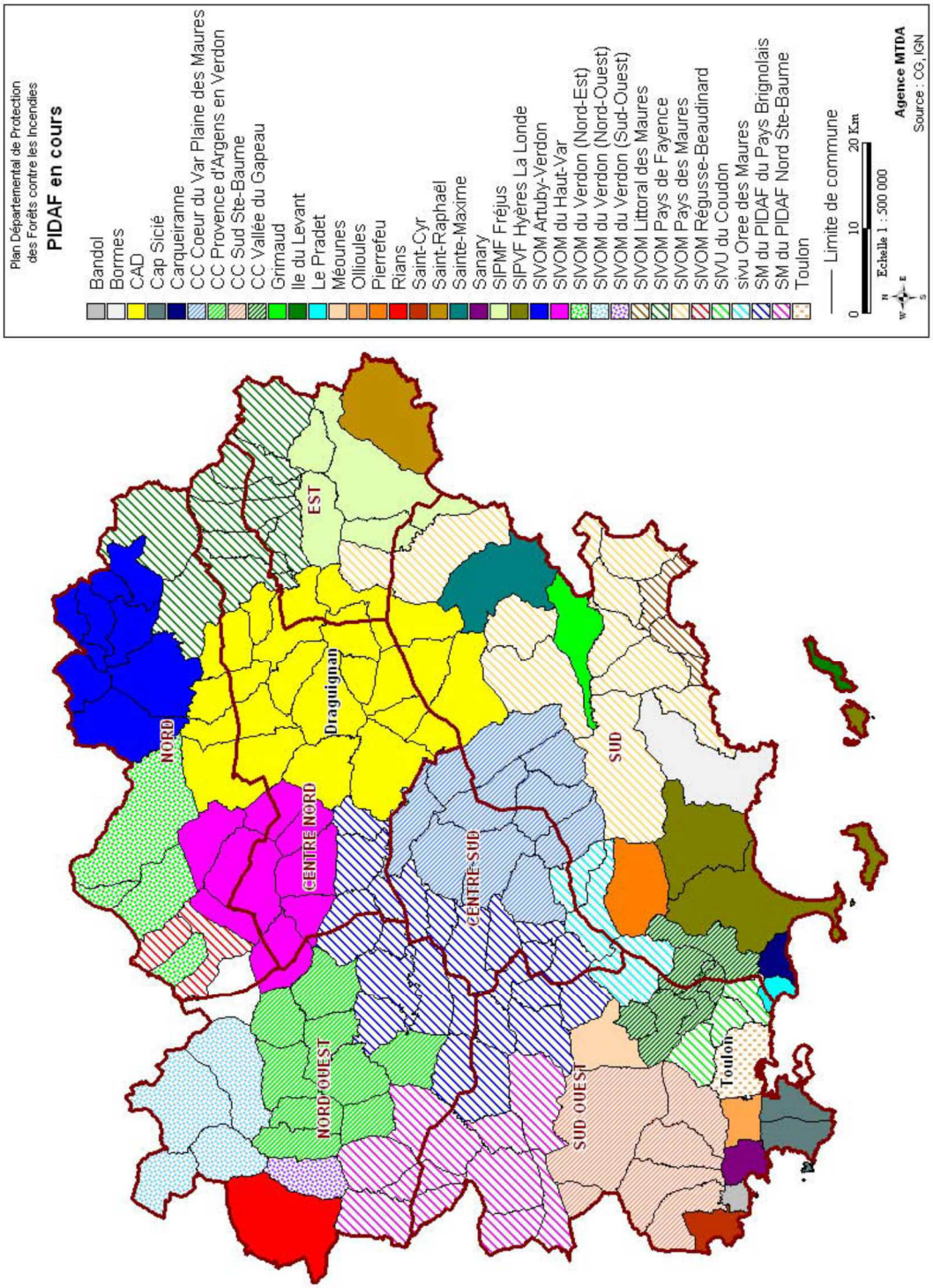
Acteurs incontournables de la protection contre les incendies de forêt à l'échelle locale, les maîtres d'ouvrage « PIDAF » assurent la réalisation des travaux d'investissement et d'entretien des pistes DFCI et des coupures de combustible. Ces ouvrages, pièces maîtresses du dispositif de prévention, sont cofinancés par l'Etat, l'UE, le CR PACA, le CG 83 et les communes selon des taux variables en fonction de la nature des travaux (création d'ouvrages, opérations d'entretien, travaux liés au sylvopastoralisme, etc.).

Etant donné l'importance des dépenses que ces travaux engendrent, la plupart des communes choisissent de partager les frais entre elles et cèdent donc leur maîtrise d'ouvrage à un EPCI (Etablissement Public de Coopération Intercommunale) dont la nature peut varier d'un PIDAF à l'autre. Dans les Maures, les maîtres d'ouvrage sont aussi bien des SIVOM (Syndicat Intercommunal à VOcations Multiples) ou des SIVU (Syndicat Intercommunal à Vocation Unique), que des Communautés de Communes ou des Communautés d'Agglomération. Dans certains cas, les maîtres d'ouvrages opèrent aussi à l'échelle d'une seule et unique commune ; c'est le cas par exemple de Grimaud, Sainte-Maxime ou Pierrefeu (on parle alors de PDAF et non pas de PIDAF).

Ces EPCI et ces maîtres d'ouvrage communaux constituent des entités évolutives dans le temps. On voit donc relativement souvent des passages de communes d'une structure à l'autre. Dans un souci de cohérence, nous présentons ici la répartition par maître d'ouvrage la plus représentative de la période pour laquelle nous avons obtenu nos données (première décennie du XXIe siècle). Cette distribution, qui correspond grosso modo à celle évoquée dans le PDPFCI de 2009 (voir carte 3.1) n'est plus cependant celle que nous pouvons observer aujourd'hui sur le terrain. Des précisions à ce sujet sont proposées dans toutes nos estimations.

Le tableau 3.8 présente les résultats de nos estimations pour le territoire des Maures. Comme on peut le constater, selon nos calculs, les travaux subventionnés dans le cadre des PIDAF représentent environ **1,78 M€/an**. Les communes des Maures « auto-financent » en moyenne environ **0,67 M€/an** de travaux dans le cadre des PIDAF, soit 38% du montant total (voir figure 3.19).

Carte 3.1 : Maîtres d'ouvrage PIDAF Département du Var (selon le PDPFCI 2009)



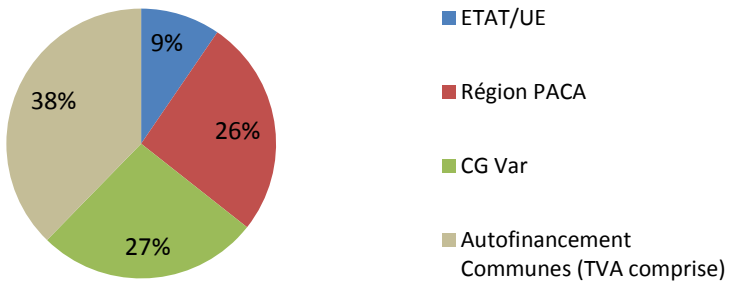
Source : DDAF (2008 : 114).

Tableau 3.8 : Estimation des dépenses annuelles moyennes dans le cadre des PIDAF dans le territoire des Maures (valeurs exprimées en milliers d'euros 2014)

Dépenses annuelles moyennes[78] (euros 2014)	TOTAL	ETAT/UE	Région PACA	CG Var	Autofinancement Communes (TVA comprise)
SIVOM Pays des Maures (10)	**520,8 k€**	36,3 k€	145,5 k€	144,0 k€	195,1 k€
CC Cœur du Var (7)	**346,2 k€**	31,0 k€	92,7 k€	93,9 k€	128,6 k€
Sainte Maxime (1)	**135,3 k€**	19,0 k€	31,6 k€	34,3 k€	50,5 k€
CAD (3)	**171,5 k€**	22,5 k€	40,8 k€	43,8 k€	64,4 k€
Littoral des Maures (3)	**137,6 k€**	8,6 k€	37,7 k€	37,0 k€	54,2 k€
Hyères-La Londe (2)	**213,3 k€**	28,2 k€	50,6 k€	54,5 k€	80,0 k€
Bormes-les-Mimosas (1)	**136,0 k€**	10,4 k€	36,3 k€	36,2 k€	53,1 k€
Grimaud (1)	**58,8 k€**	2,2 k€	16,9 k€	16,1 k€	23,6 k€
Pierrefeu (1)	**60,4 k€**	10,3 k€	13,1 k€	15,0 k€	22,0 k€
	1 780 k€	**168,4 k€**	**465,3 k€**	**474,8 k€**	**671 k€**

Source : auteur

Figure 3.19 : Cofinancement des travaux DFCI prévus dans les différents PIDAF et subventionnés selon les taux de subvention habituels (valeurs TTC)



Source : auteur

[78] Entre parenthèses, le nombre de communes des Maures concernés par chaque maîtres d'ouvrage PIDAF.

Les montant estimés pour notre territoire d'études sont basés principalement sur deux sources de données : (i) les inventaires que nous a transmis la Direction du Génie Forestier du CG 83 (ces inventaires visent le catalogage des financements apportés par le Département) ; et (ii) les bilans et/ou les programmations de travaux que nous ont fournis les maîtres d'ouvrage. Dans certains cas, ces données ont été complétées par des documents divers (actes de Conseils Municipaux, bilans annuels publiés par les EPCI, rapports de presse, etc.). Etant donné la multitude de maîtres d'ouvrage et le manque d'homogénéité entre leurs données respectives, les informations centralisées par le CG 83 nous ont été précieuses et constituent la base fondamentale de nos résultats.

Par ailleurs, il est important de préciser le fait que nos calculs considèrent uniquement les travaux prévus dans les PIDAF et cofinancés par les principaux bailleurs de fonds (ETAT/UE, CR PACA et CG 83). Ne sont donc pris en compte ni les travaux réalisés par les équipes du Génie Civil du CG 83 (voir sous-section 3.3.2.3), ni ceux réalisés par les Sapeurs-Forestiers du CG 83 (voir sous-section 3.3.2.2), ni encore les chantiers des OFRAN/APFM (voir sous-section 3.2.1.2).

Dans le cas de la Communauté d'Agglomération Dracénoise (CAD) et de la Communauté de Communes Cœur du Var (CCCV), dont les périmètres d'action dépassent les limites de notre territoire d'étude, seuls les travaux réalisés à l'intérieur du périmètre du « massif forestier SUD » (correspondant à notre territoire d'études) ont été retenus. Les dépenses de structure (notamment le suivi du PIDAF) ont donc été calculées au PRORATA.

Encore une fois, et malgré leur concrétude apparente, les résultats présentés doivent être interprétés comme des ordres de grandeur. Plusieurs considérations sont importantes à ce sujet :

Premièrement, les résultats présentés ci-dessus sont des valeurs annuelles moyennes calculées majoritairement pour la période 2005-2011. Même si depuis, la réalisation de travaux DFCI et leur prise en charge par les principaux partenaires financiers n'a pas connu de changements profonds, il peut exister quelques divergences entre nos résultats et la situation actuelle dans les Maures.

Par ailleurs, les données obtenues auprès de la Direction du Génie Forestier du CG 83 étaient malheureusement incomplètes pour certains maîtres d'ouvrages. Dans ces cas particuliers, nous avons estimé les surfaces et les montants moyens correspondants, soit en limitant la période d'analyse, soit en utilisant des séries discontinues (avec des années en blanc). Dans le cas des communes de Pierrefeu et de Bormes-les-Mimosas, nous avons complété les données fournies par le CG 83 par le biais d'informations recueillies sur le terrain auprès des responsables communaux (bilans de travaux, prévisions contenues dans le PDAF, etc.). Dans ces deux cas-là, les valeurs finalement retenues peuvent être surestimées.

En outre, nos calculs ne considèrent pas les travaux DFCI réalisés sur la commune de Cuers, située à l'extrême ouest de notre territoire d'études et dont le dispositif DFCI était tombé en désuétude au moment où nous avons réalisé notre travail de terrain[79].

[79] Jusqu'en 2009, le PIDAF Orée des Maures intégrait les communes de Carnoules, Puget-Ville et Cuers. Suite à l'incorporation des communes de Carnoules et de Puget-Ville au PIDAF Cœur du Var (et même avant que celle-ci se concrétise), les travaux DFCI sur la commune du Cuers ont été plutôt rares.

Le taux de TVA considéré dans nos calculs est celui qui était en vigueur pendant la période analysée, à savoir, 19,6 %. Nous estimons à environ 158 000 € (euros 2014) le montant moyen de TVA récupérable par les communes des Maures au titre des travaux d'investissement pour la DFCI.

Le suivi du PIDAF est estimé pour l'ensemble des maîtres d'ouvrages à 8% de la valeur totale des travaux (HT)[80]. Ce suivi comprend notamment la recherche de subventions, l'élaboration d'études de faisabilité, la rédaction des pièces techniques du Dossier de Consultation des Entreprises (DCE), l'analyse et l'attribution des lots, etc.

Les travaux retenus dans nos estimations sont ceux prévus dans les PIDAF et financés selon les taux de subvention ordinaires (voir tableaux 3.9 et 3.10). Nous omettons donc dans nos calculs : (i) les travaux urgents ou exceptionnels (comme par exemple les travaux de remise en état d'une partie du dispositif DFCI suite aux intempéries de juin 2010 et de novembre 2011)[81] ; (ii) les travaux « complémentaires » allant au-delà des subventions attribuées selon les taux habituels[82] ; et (iii) les surcoûts liés à la prise en compte de la biodiversité et faisant l'objet de contrats Natura 2000[83]. Nos résultats constituent donc certainement des sous-estimations par rapport à la réalité du terrain.

Nous présentons ci-dessous (tableaux 3.9 et 3.10) le détail des estimations réalisées pour les deux principaux maîtres d'ouvrage sur notre territoire d'études : le SIVOM[84] Pays des Maures (SIVOM PM) et la Communauté de Communes Cœur du Var (CCCV). Ils représentent à eux seuls 17 communes (toujours selon la répartition retenue dans ce travail de recherche). Comme on peut le constater sur ces deux tableaux, les prix moyens à l'hectare ou au kilomètre pour la création et l'entretien des ouvrages peut différer d'un maître d'ouvrage à l'autre et bien-sûr à l'intérieur de chaque PIDAF d'un chantier à l'autre en fonction du relief, du nombre d'arbres à abattre, de la technique utilisée (manuelle/mécanique), etc. Si les taux de financement sont à première vue relativement élevés (80% HT pour les travaux d'investissement et 60% TTC pour les travaux d'entretien), la part financée par les communes reste conséquente : environ 195 000 € (TVA comprise) pour le SIVOM Pays des Maures (37% du total) et 129 000 € (TVA comprise) pour la CCCV (40% du total). Ces montants sont d'autant plus importants que les communes financent par ailleurs d'autres travaux de débroussaillement et des actions de protection diverses (voir sous-sections 3.4.1.2 et 3.4.1.3).

[80] Taux retenu par le SIVOM Pays des Maures.

[81] Nous estimons que le surcoût de protection entraîné par ces intempéries doit être associé à d'autres risques naturels (en tant que dommage occasionné), et non pas comme un coût supplémentaire de protection contre les incendies de forêt. Sur le terrain, les travaux de remise en état après les inondations de 2010 ont été largement pris en charge par le Conseil Régional, qui les a financé jusqu'à un taux maximal de 80% HT. Les travaux réalisés après les intempéries de novembre 2011 ont été cofinancés par l'Etat, le Conseil Général et le Conseil Régional (taux global maximal de subvention : 80 % HT).

[82] Il s'agit de travaux dont le financement a été sollicité par les maîtres d'ouvrages mais n'ayant pas accordé par la totalité des bailleurs de fonds (notamment l'Etat et le Conseil Général). En cas d'avis favorable, le Conseil Régional finance une partie importante des travaux (taux de subvention de l'ordre de 60% pour les travaux d'entretien et de 80% pour les travaux d'investissement).

[83] Les contrats Natura 2000 permettent d'adapter les techniques de débroussaillement pour la prise en compte de la conservation des espèces et des habitats protégés (Tortue d'Hermann, mares et ruisseaux temporaires méditerranéens…). Les financements ainsi obtenus compensent en partie les surcoûts très importants liés à l'abandon des techniques de débroussaillement mécanisées sur des surfaces très importantes. Les travaux sont financés à 45 % par l'Etat et à 55 % par l'UE (TTC). Ici encore, nous estimons que ces surcoûts répondent à des enjeux autres que ceux exclusifs et inhérents à la DFCI.

[84] Syndicat Intercommunal à VOcation Multiple.

Tableau 3.9 : Estimations des dépenses moyennes PIDAF-DFCI du SIVOM PAYS DES MAURES

SIVOM PAYS DES MAURES	Communes concernées (10) : PLAN DE LA TOUR, RAMATUELLE, SAINT TROPEZ, LA MOLE, GASSIN, COGOLIN, ROQUEBRUNE-SUR-ARGENS[85], COLLOBRIERES, LE LAVANDOU[86] et LA GARDE FREINET				
	PRIX MOYEN[87]	Surface annuelle traitée par le PIDAF	Montant annuel total (en moyenne)	Participation annuelle des bailleurs de fonds	Auto-financement annuel (en moyenne)
Coupures de combustible :					
Création/mise aux normes	1 897 €/ha HT	**37 ha/an**	70 212 € HT 83 973 € TTC	**Participation: 80% HT** CG (30% HT): 21 063 € CR (20% HT): 14 042 € Etat/UE (30% HT): 21 063 €	20% HT : 14 042 € TVA : 13 761 €
Entretien	1 742 €/ha TTC	**115,8 ha/an**	168 642 € HT 201 696 € TTC	**Participation: 60% TTC** CG (30% TTC): 60 509 € CR (30% TTC): 60 509 €	40% TTC : 80 678 €
Amélioration pastorale[88]	1 556 €/ha HT	**72 ha/an**	112 032 € HT 133 990 € TTC	**Participation: 80% HT** CG (40% HT): 44 813 € CR (40% HT): 44 813 €	20% HT : 22 406 € TVA : 21 958 €
Pistes DFCI :					
Création/mise aux normes	10 683 €/km HT	**4,7 km/an**	50 621 € HT 60 542 € TTC	**Participation: 80% HT** CG (30% HT): 15 186 € CR (20% HT): 10 124 € Etat/UE (30% HT): 15 186 €	20% HT : 10 124 € TVA : 9 922 €
Entretien	9 553 €/km TTC	**1,4 km/an**	6 665 € HT 7 972 € TTC	**Participation: 60% TTC** CG (30% TTC): 2 392 € CR (30% TTC): 2 392 €	40% TTC : 3 189 €
TOTAL TRAVAUX (moyenne annuelle) :			**408 171 € HT** **488 173 € TTC**		
Suivi du PIDAF (estimé à 8% du montant total HT) :			27 302 € HT 32 654 € TTC	**Participation: 50% HT** CR (50% HT) : 13 545 €	50% HT : 13 545 € TVA : 5 310 €
TOTAL FINAL TTC (moyenne annuelle) :			**520 827 €**		Auto-financement : **195 084 €** TVA récupérable: 50 993 €
TOTAL Partenaires financiers :				CG: **143 963 €** CR: **145 531 €** Etat/UE: **36 250 €**	

Source : auteur

[85] N'appartient plus au SIVOM Pays des Maures depuis 2009. Les travaux programmés sur cette commune par la CC Pays Mer Estérel sont intégrés dans nos calculs (80 ha d'entretien en 2010).
[86] N'appartient plus au SIVOM du Pays des Maures 2009. Les travaux programmés dans cette commune après son retrait sont intégrés dans nos calculs (14 ha d'entretien en 2010).
[87] Les prix pour les travaux de création/mise aux normes et d'entretien incluent la maîtrise d'œuvre (10 % HT) et l'assistance technique Maîtrise d'ouvrage (3% HT).
[88] Données disponibles : 2005 à 2008. Les prix incluent l'assistance technique Maîtrise d'ouvrage (3% HT).

Tableau 3.10 : Estimations des dépenses moyennes PIDAF-DFCI pour la CC Cœur du Var (travaux réalisés dans le massif SUD)

CC CŒUR DU VAR (valeurs estimées pour les communes des Maures)	Communes concernées : (7) : LE CANNET, GONFARON, LE LUC, LES MAYONS, PIGNANS, CARNOULES et PUGET-VILLE[89].				
	PRIX MOYEN[90]	Surface annuelle traitée par le PIDAF	Montant annuel total (en moyenne)	Participation annuelle des bailleurs de fonds	Auto-financement annuel (en moyenne)
Coupures de combustible :					
Création/mise aux normes	2 169 €/ha HT	**27,7 ha/an**	60 019 € HT 71 783 € TTC	**Participation: 80% HT** CG (30% HT): 18 006 € CR (20% HT): 12 004 € Etat/UE (30% HT): 18 006 €	20% HT : 12 004 € TVA : 11 764 €
Entretien	1 605 €/ha TTC	**53,8 ha/an**	72 263 € HT 86 426 € TTC	**Participation: 60% TTC** CG (30% TTC): 25 928 € CR (30% TTC): 25 928 €	40% TTC : 34 571 €
Amélioration pastorale	1 544 €/ha HT	**42 ha/an**	64 848 € HT 77 558 € TTC	**Participation: 80% HT** CG (40% HT): 25 939 € CR (40% HT): 25 939 €	20% HT : 12 970 € TVA : 12 710 €
Pistes DFCI :					
Création/mise aux normes	11 548 €/km HT	**3,8 km/an**	43 402 € HT 51 909 € TTC	**Participation: 80% HT** CG (30% HT): 13 021 € CR (20% HT): 8 680 € Etat/UE (30% HT): 13 021 €	20% HT : 8 680 € TVA : 8 507 €
Entretien	9 383 €/km TTC	**3,3 km/an**	30 808 € HT 36 846 € TTC	**Participation: 60% TTC** CG (30% TTC): 11 054 € CR (30% TTC): 11 054 €	40% TTC : 14 739 €
TOTAL TRAVAUX (moyenne annuelle) :			**271 340 € HT** **324 523 € TTC**		
Suivi du PIDAF (estimé à 8% du montant total HT)[91] :			18 150 € HT 21 707 € TTC	**Participation: 50% HT** CR (50% HT) : 9 075 €	50% HT : 9 075 € TVA : 3 577 €
TOTAL FINAL TTC (moyenne annuelle) :			**322 767 €**		Auto-financement : **128 576 €** TVA récupérable: 36 538 €
TOTAL Partenaires financiers :				CG: **93 947 €** CR: **92 680 €** Etat/UE: **31 026 €**	

Source : auteur

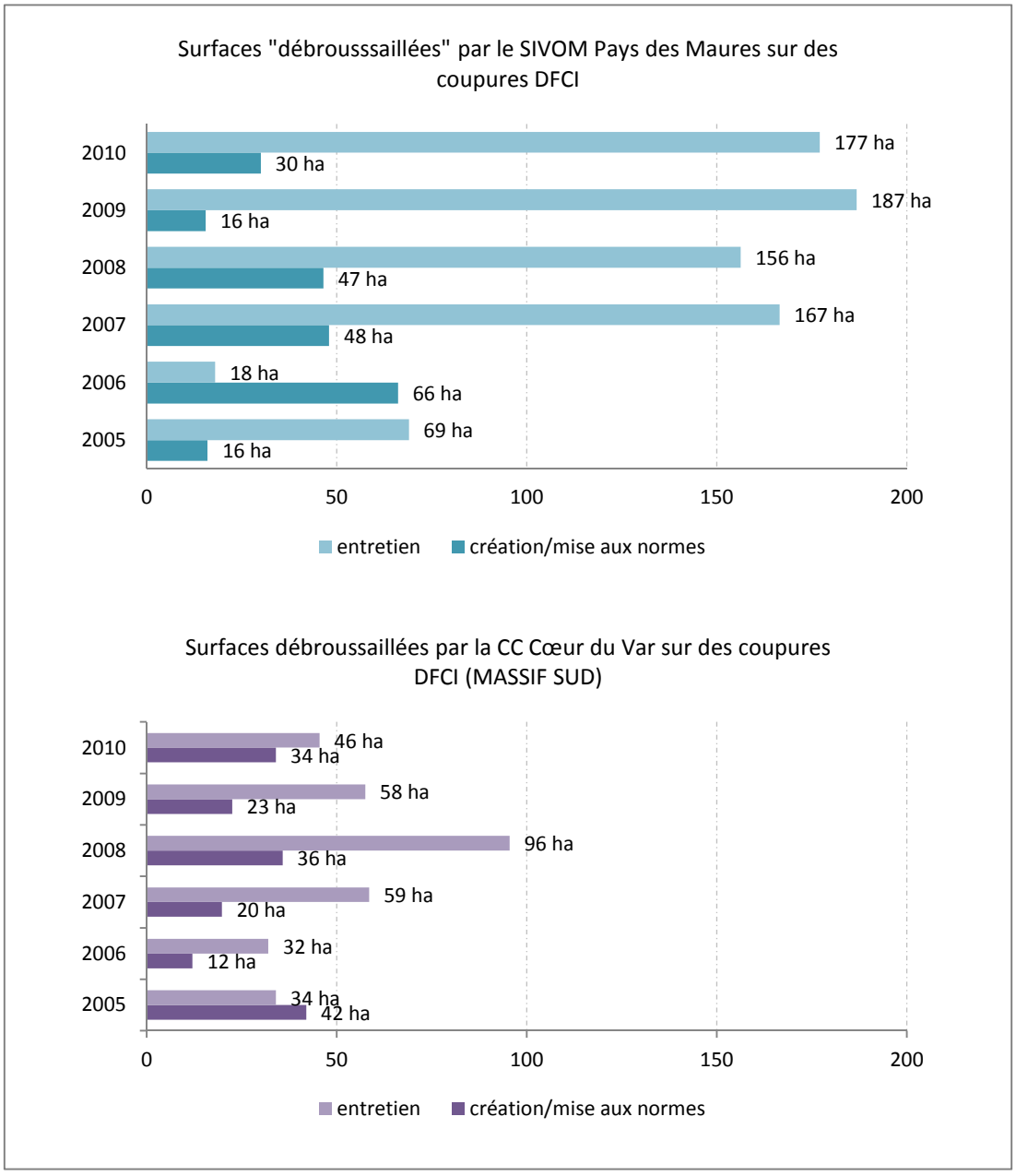
[89] Les Communes de Carnoules et de Puget-Ville ont intégré le PIDAF Cœur du Var en 2009. Les travaux DFCI réalisés sur ces deux communes entre 2005 et 2008 ne sont pas considérés dans nos calculs.

[90] Les prix pour les travaux de création/mise aux normes et d'entretien incluent la maîtrise d'œuvre (10 % HT) et l'assistance technique Maîtrise d'ouvrage (3% HT).

[91] Montant calculé au prorata pour la partie située à l'intérieur du périmètre de notre territoire d'études.

Les deux tableaux précédents se basent sur des surfaces annuelles moyennes. Bien entendu, les montants financés et les surfaces traitées dans la réalité peuvent varier d'une année sur l'autre. La figure 3.20 met en évidence ces disparités annuelles au sein de chacun des deux EPCI considérés pour les travaux réalisés sur des coupures DFCI.

Figure 3.20 : Evolution des travaux d'investissement et d'entretien sur les coupures DFCI gérés par le SIVOM Pays des Maures et par la CC Cœur du Var (période 2005-2010)[92]



Source : auteur

[92] Les années indiquent le moment où les travaux sont programmés et retenus pour leur financement par les principaux bailleurs de fonds (Etat/UE, CR PACA et CG 83). Leur réalisation effective sur le terrain peut être sensiblement différée dans le temps. De ce fait, les surfaces annuelles indiquées dans la figure MMM ne correspondent pas forcément aux bilans de travaux rendus publics par les maîtres d'ouvrage.

3.4.1.2 Les travaux non subventionnables autofinancés par les communes

Si les travaux « PIDAF » subventionnés constituent l'essentiel du dispositif DFCI, les communes réalisent par ailleurs d'autres travaux de débroussaillement qu'elles financent à part entière. Ces travaux englobent : (i) les débroussaillements dits « non prioritaires » (travaux pour lesquels les maîtres d'ouvrage « PIDAF » n'ont pas obtenu de subventions) ; (ii) les travaux aux abords des routes communales (application de l'Obligation Légale de Débroussaillement, OLD) ; et (iii) les débroussaillements des interfaces forêt-habitat.

Souvent, ces travaux sont réalisés en régie par des équipes municipales qui réalisent toute une panoplie d'activités diverses et par rapport auxquelles il n'existe pas une comptabilité analytique détaillée. Il est donc extrêmement compliqué d'obtenir les montants de ces travaux pour chacune des 30 communes composant notre territoire d'études. Le tableau 3.11 affiche les montants que nous avons obtenus pour certains maîtres d'ouvrages et/ou communes. Comme on peut le constater sur ce tableau, les différences existantes d'un maître d'ouvrage à l'autre et surtout d'une commune à l'autre sont considérables. Logiquement, les montants alloués à ces débroussaillements dépendent des ressources financières dont disposent les communes. Ainsi, le plus souvent, les montants les plus importants correspondent aux communes du littoral, dont les capacités de financement sont très élevées (les dépenses de la commune de Sainte Maxime, par exemple, représentent environ un tiers des dépenses du SIVOM Pays des Maures, qui englobe pourtant une dizaine de communes).

Tableau 3.11 : Estimations des montants alloués par les communes à des travaux de débroussaillement (hors travaux PIDAF subventionnés)

	Débroussaillements non prioritaires	Interfaces	Voirie	Montant Total HT	% par rapport à l'autofinancement PIDAF subventionné	Source consultée
Pays des Maures	83 250 €	45 000 €	49 500 €	**177 750 €**	**91%**	Bilan d'activités 2010
Sainte Maxime	9 950 €	50 000 €	5 000 €	**64 950 €**	**129%**	PDAF + mensuel municipal
Littoral des Maures	14 750 €	50 000 €	?	**64 750 €**	**119%**	PIDAF
Hyères La Londe	?	?	?	**72 500 €**	**91%**	PIDAF
Grimaud	7500	13050	7500 €	**28 050 €**	**119%**	Actes Conseils Municipaux + PDAF

Source : auteur

Nous avons donc choisi deux formules distinctes pour estimer les montants des communes et des maîtres d'ouvrages pour lesquels nous n'avons pas obtenu de données à ce sujet. Pour les communes de l'intérieur du massif, nous avons supposé que le montant de ces dépenses correspond à 91% du montant TTC des travaux PIDAF subventionnés (taux observé pour le SIVOM Pays des Maures). Pour les communes du littoral, nous avons retenu un taux de 120% (taux avoisinant celui observé pour Grimaud et pour le SIVOM Littoral des Maures). Nous estimons ainsi un montant global pour ces travaux de débroussaillement hors-PIDAF d'environ **665 000 €/an** pour l'ensemble du territoire des Maures.

3.4.1.3 Les travaux financés par les particuliers

L'Obligation Légale de Débroussaillement (OLD) concerne également les particuliers : en règle générale, ceux-ci doivent débroussailler de façon continue et sans tenir compte des limites de propriété : (i) aux abords des constructions sur une profondeur de 50 mètres ; et (ii) de part et d'autre des chemins d'accès aux bâtiments sur une largeur de 10 mètres[93].

Pour des raisons évidentes, cependant, il est extrêmement difficile d'estimer les coûts de tous ces débroussaillements privés. Chatry et al. (2010 : annexe 7) supposent un montant de 5 M€ pour l'ensemble du territoire français, mais cette somme paraît particulièrement arbitraire...

Dans ce travail de recherche, nous citons ces dépenses mais nous préférons ne considérer numériquement ni les débroussaillements réalisés chez les particuliers, ni les surcoûts encourus par ces derniers dans l'achat de matériaux de construction résistants au feu, ni les travaux réalisés à titre privé sur les parcelles de certains propriétaires forestiers. Nous ignorons également les dépenses encourues par les Mairies dans le contrôle de l'OLD chez les particuliers (visites de terrain, envoi de courriers, réunions d'informations, logiciel et cartographie de suivi, etc.). Ces omissions impliquent bien évidemment une sous-estimation des dépenses totales de protection.

3.4.2 Les dépenses des Comités Communaux Feux de Forêt (CCFF)[94]

Parmi les principales dépenses des CCFF, nous pouvons souligner : (i) la valeur du temps consacré par les bénévoles aux activités de surveillance ; (ii) l'amortissement des véhicules ; (iii) les activités de formation que suivent les bénévoles en dehors de la saison à risque ; (iv) l'achat de matériel (tenues, radios, etc.) ; et (v) la consommation de carburant liée aux patrouilles de surveillance. La considération de ces dépenses et leur agrégation postérieure conduit à un montant total d'environ 893.650 €/an pour l'ensemble du Département (voir tableau 3.12).

Tableau 3.12 : Estimation des dépenses brutes moyennes des CCFF dans le Var (en euros 2014)

- Temps consacré par les bénévoles à la surveillance :	512 000 €/an
- Amortissement des véhicules :	295 000 €/an
- Dépenses en carburant :	23 250 €/an
- Achat de tenues et de radios :	50 500 €/an
- Formations :	12 900 €/an
Total :	**893 650 €**

Source : auteur (à partir de diverses sources)

Il s'agit là bien entendu d'une estimation approximative qui doit être interprétée encore une fois comme un ordre de grandeur. L'évaluation des dépenses des CCFF du Var pourrait être améliorée notamment en appliquant aux valeurs d'amortissement une clé de répartition selon l'utilisation concrète des véhicules (ces derniers sont en effet utilisés dans des activités autres que la protection

[93] Tout contrevenant s'expose à une amende de 135€. Suite à une mise en demeure restée sans effets, il s'expose à une amende de 30€/m² non débroussaillé.
[94] voir sous-section 8.2.6.3 (chapitre 8) pour plus détails.

contre le feu, notamment en cas d'inondation), ou en estimant le temps consacré par les bénévoles à des actions autres que la surveillance (activités en dehors de la saison à risques[95], intervention en cas de sinistre[96]). Dans la pratique cependant, l'évaluation de ces éléments s'avère extrêmement compliquée : dans la plupart des cas, en effet, les données sont tout simplement inexistantes.

3.4.2.1 La valeur du temps consacré par les bénévoles aux activités de surveillance

Les membres des CCFF étant des bénévoles, le temps qu'ils consacrent à la surveillance et aux autres activités de protection ne constitue pas un coût réel (dans la mesure où il n'est pas à l'origine d'une rémunération monétaire). Cela dit, les patrouilles et vigies assurées par ces bénévoles font partie intégrante du dispositif de surveillance estivale[97] et en leur absence, les gestionnaires du risque devraient certainement assumer des dépenses supplémentaires pour compléter le dispositif. Autrement dit, la surveillance que ces bénévoles assurent chaque été comporte un coût d'opportunité qu'il convient de prendre en considération.

Dans le département du Var, les CCFF assurent en moyenne 8 000 journées de surveillance par an (patrouilles + vigies)[98]. En considérant un salaire net moyen de 64 euros/jour[99], la valeur monétaire de ces activités de surveillance peut être estimée à 512 000 €/an (en euros 2014) pour l'ensemble du territoire varois.

3.4.2.2 L'amortissement des véhicules

Dans le Département du Var sont recensés 197 véhicules CCFF. Le prix actuel de ce type de véhicule est d'environ 30.000 € (les prix diffèrent selon les modèles)[100]. Si l'on considère une vie utile pour ces véhicules de 15 ans, l'amortissement annuel pour l'ensemble du parc automobile des CCFF varois serait d'environ 394 000 € (euros 2014). Cette somme surestime cependant les dépenses réelles des CCFF pour la protection contre les feux de forêt. Tout d'abord, certains véhicules ont été recyclés ou cédés gracieusement par des institutions publiques. Par ailleurs, leur utilisation ne se limite pas au seul risque « incendie de forêt » (les CCFF interviennent également en cas d'inondations, ainsi que pour encadrer des manifestations sportives et d'intérêt communal). Nous appliquons donc un coefficient de pondération de 75% pour intégrer ces éléments dans nos calculs[101]. Les dépenses brutes d'amortissement des véhicules des CCFF sont donc estimés à environ 295 000 €/an pour l'ensemble du Département.

---

[95] Les bénévoles des CCFF conseillent les habitants pour le débroussaillement de leur terrain et l'équipement de leur maison. Ils peuvent aussi conseiller les élus en cas d'établissement d'un PPRif (Plan de Prévention de Risque « incendie forêt »).

[96] Les bénévoles des CCFF guident les secours et apportent un soutien logistique précieux aux sapeurs-pompiers déployés sur le terrain (eau potable, nourriture, etc.).

[97] Le Département du Var dispose de 63 patrouilles forestières publiques auxquelles s'ajoutent les 128 patrouilles bénévoles des CCFF (voir PDPFCI 2008 : 31)

[98] Moyenne calculée à partir des bilans de saison publiés par l'ADCCFF 83 (période 2007-2013).

[99] http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=0&ref_id=NATSEF04143

[100] Le Conseil Régional PACA et le Conseil Général du Var participent au financement de ce type d'acquisition, à hauteur de 80% maximum du montant TTC (pour les communes ayant moins de 5.000 habitants). Le taux maximal de subventions passe à « seulement » 50% pour les communes dont la population est comprise entre 5.000 et 20.000 habitants, et à 30% pour celles ayant plus de 20.000 habitants.

[101] Le choix de ce coefficient découle de nos échanges sur le terrain avec divers responsables de C.C.F.F.

3.4.2.3 Les dépenses en carburant des patrouilles

Selon l'Association Départementale des CCFF du Var (ADCCFF 83), en moyenne 4.000 patrouilles sillonnent la forêt varoise chaque été[102]. En supposant que la surface moyenne parcourue par chacune de ces patrouilles de surveillance est d'environ 30 km[103], la surface totale parcourue par les CCFF dans le Var serait d'environ 120 000 km/an. Nous estimons par ailleurs la consommation de carburant des véhicules des CCFF à environ 12.5 l/100km[104], ce qui implique une consommation annuelle moyenne de 15.000 litres. Etant donné un prix de 1,55 € par litre de carburant[105], les dépenses correspondantes des CCFF seraient d'environ 23 250 €/an.

3.4.2.4 La formation des bénévoles

Enfin, selon le dossier de présentation qui nous a été fourni par l'ADCCFF 83, tous les ans, 300 bénévoles des CCFF suivent une formation (celle-ci peut être de base, de responsables, à la conduite de véhicules 4x4 ou aux premiers secours). Nous estimons le coût de ces formations à 43€/personne[106]. Le coût total annuel de ces formations serait donc d'environ 12 900 €/an[107] pour l'ensemble du Département.

3.4.2.5 L'achat de tenues et de radios

Enfin, le Conseil Général du Var subventionne ces achats jusqu'à un taux maximum de 50 %[108]. En 2012, le Département a versé à ce titre une aide de 25 250 €. En supposant que toutes les demandes de subventions réalisées sont accordées, nous pouvons estimer les dépenses totales brutes des CCFF pour l'achat de tenues et de radios à environ 50 500 €/an[109].

3.4.2.6 Estimations des dépenses totales annuelles nettes des CCFF

Au total, pour l'ensemble du Département, nous estimons les dépenses nettes annuelles des CCFF à 772 900 € (euros 2014) (tableau 3.12). En appliquant la clé de répartition de 53 %, nous pouvons donc estimer les dépenses nettes correspondantes à notre territoire d'études à **383 000 €/an** (= 772 900 x 0,53).

[102] Moyenne calculée à partir des bilans publiés par l'ADCCFF 83 pour les saisons 2009 et 2010. Nous parlons ici bien entendu en termes de journées de patrouilles.

[103] Cette moyenne est calculée à partir de plusieurs rapports d'activités annuels des CCFFF de diverses communes des Maures (Collobrières, Gassin, Roquebrune-sur-Argens, Pierrefeu, Bormes, etc.).

[104] Estimation faite pour une Land Rover Defender « pick up ».

[105] Prix approximatif pour un litre de SP 95.

[106] Coût par personne pour une formation en premiers secours (bulletin de l'ADCCFF 83 n°76).

[107] Ici n'est pas considéré le temps consacré par les bénévoles.

[108] La tenue complète (pantalons, blouson, casquette, ceinture et foulard de feu) coûte environ 140 € TTC. Le prix d'un émetteur-récepteur portatif varie entre les 450 € et les 1.000 € selon les modèles. L'achat de ces tenues est obligatoire pour tous les bénévoles.

[109] Le CG 83 a apporté une aide aux CCFF de 25.000 € (euros courants) pour l'achat de tenues et de radios (Rapport de Performance du Conseil Général du Var 2012 : 236). Nous considérons le montant de cette aide relativement stable. Il semble logique de penser que les variations du montant total des aides versées par le CG 83 aux CCFF répondent aux demandes plus ou moins nombreuses d'aides à l'achat de véhicules.

Tableau 3.12 : Estimation des dépenses totales nettes des CCFF varois (euros 2014)

Total brut pour l'ensemble du Département :	893 650 €/an
Aides du CG 83 et du CR PACA pour l'achat de véhicules[110] :	- 145 500 €/an
Aides du CG 83 pour l'achat de tenues et de radios :	- 25 250 €/an
Total net pour l'ensemble du Département :	**= 722 900 €/an**

Source : auteur

3.5 Conclusion

Selon nos calculs, la protection contre le feu dans les Maures implique des dépenses estimées à environ **26,24 M€/an** (voir tableau 3.13 sur la page suivante). Etant donnée une surface boisée d'environ 110 000 hectares pour l'ensemble de notre territoire d'études (OFME 2003), on peut estimer les dépenses de protection dans les Maures à environ **239 €/an/ha de forêt**. A titre comparatif, Alexandrian et al. (2003 : 54) estiment les coûts totaux de protection sur le territoire du PIDAF Côte Bleue à 454 €/an/ha de forêt (valeur en euros 2003).

Il est important de noter que les dépenses du Ministère de l'Intérieur et du Service Départemental d'Incendie et de Secours du Var (SDIS 83), destinées principalement à la surveillance et à la lutte contre le feu, représentent à elles seules 76% des dépenses totales de protection dans les Maures (soit environ ¾ du montant total ; voir figure 3.21). Ce pourcentage dépasse celui estimé par Chatry et al. (2010) pour l'ensemble du territoire français (selon ces auteurs, en effet, les dépenses de lutte représenteraient environ 2/3 des dépenses totales de protection).

Il est bien sûr tentant (et quelque part provocateur) de comparer notre estimation des dépenses de protection contre le feu avec la Valeur Economique Totale (VET) de la forêt méditerranéenne estimée par Montagné et al. (2005). Selon ces auteurs, rappelons-le, un hectare de forêt méditerranéenne française vaudrait environ 240 €/an[111], soit à peu près autant que ne coûte sa protection contre le feu (en tout cas dans le Massif des Maures). Autrement dit, en supposant que la forêt est le seul enjeu protégé par les activités de protection considérées dans notre estimation (ce qui constitue une hypothèse assez restrictive), il ne serait pas rationnel d'un point de vue économique d'augmenter le niveau de protection dans les Maures.

Comme nous l'avons vu tout au long de ce chapitre, « l'espace économique » du feu implique lui aussi des simplifications et des choix subjectifs. Le résultat auquel nous sommes parvenus doit donc être considéré avec précaution.

[110] Nous supposons que les aides versées par le CG 83 et par le CR PACA sont similaires.
[111] Montant non actualisé.

Tableau 3.13 : Récapitulatif des dépenses de protection contre le feu dans les Maures

Dépenses ventilées par le MAAF (y compris les aides de l'UE)	1,95 M€/an
(i) subventions accordées par le Ministère lui-même et par l'Union Européenne pour la réalisation de travaux de prévention	1,1 M€/an
(ii) dépenses associées aux Missions d'Intérêt Général (MIG) confiées à l'Office National des Forêts (ONF)	0,48 M€/an
(iii) subventions accordées par l'Etat aux Départements pour le paiement des activités réalisées par les Forestiers-Sapeurs (FORSAP)	0,37 M€/an
Dépenses du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie	0,14 M€/an
Dépenses financées par l'Office National des Forêts (ONF)	0,28 M€/an
Dépenses du Ministère de l'Intérieur	7,3 M€/an
Dépenses du Conseil Régional Provence-Alpes-Côte d'Azur (CR PACA)	0,66 M€/an
Dépenses nettes du Conseil Général du Var (CG 83)	1,49 M€/an
(i) débroussaillements réalisés aux abords des Routes Départementales (travaux hors régie)	0,439 M€
(ii) activités de protection assurées par les Forestiers-Sapeurs du Conseil Général du Var (FORSAP) (valeur nette)	0,608 M€
(iii) travaux réalisés par les équipes du Génie Civil du CG 83	0,172 M€
(iv) subventions aux collectivités locales (maîtres d'ouvrages des travaux DFCI)	0,404 M€
(v) soutien au sylvopastoralisme DFCI	0, 192 M€
(vi) subventions diverses pour la DFCI	0,225 M€
Dépenses du Service Départemental d'Incendie et de Secours (SDIS 83)	12,7 M€/an
Dépenses communales liées aux travaux de débroussaillement et aux équipements DFCI	1,34 M€/an
(i) travaux autofinancés par les communes dans le cadre des PIDAF	0,671 M€/an
(ii) travaux non subventionnables financés par les communes (débroussaillements non prioritaires, OLD et interfaces)	0,665 M€/an
Dépenses des Comités Communaux Feux de Forêt (CCFF)	0,38 M€/an
Total :	**26,24 M€/an**

Source : auteur

Figure 3.21 : Répartition des dépenses de protection contre le feu dans les Maures

Source : auteur

La **PREMIERE PARTIE** de notre travail de recherche (composée des chapitres 1 à 3) nous a permis de présenter :

- le cadre d'analyse et les outils d'évaluation proposés par les économistes pour traiter le « problème » du feu **(chapitre 1)** ;

- les limites de cette approche, à savoir : (i) l'extrapolation au phénomène du feu de la théorie micro-économique de la production de biens marchands, (ii) la monétarisation de l'ensemble des impacts du feu sur les enjeux présents dans le bassin à risque, et (iii) la considération de la commensurabilité forte comme condition *sine qua non* de rationalité **(chapitre 2)** ;

- une estimation des dépenses annuelles moyennes de protection contre le feu dans notre territoire d'études **(chapitre 3)**.

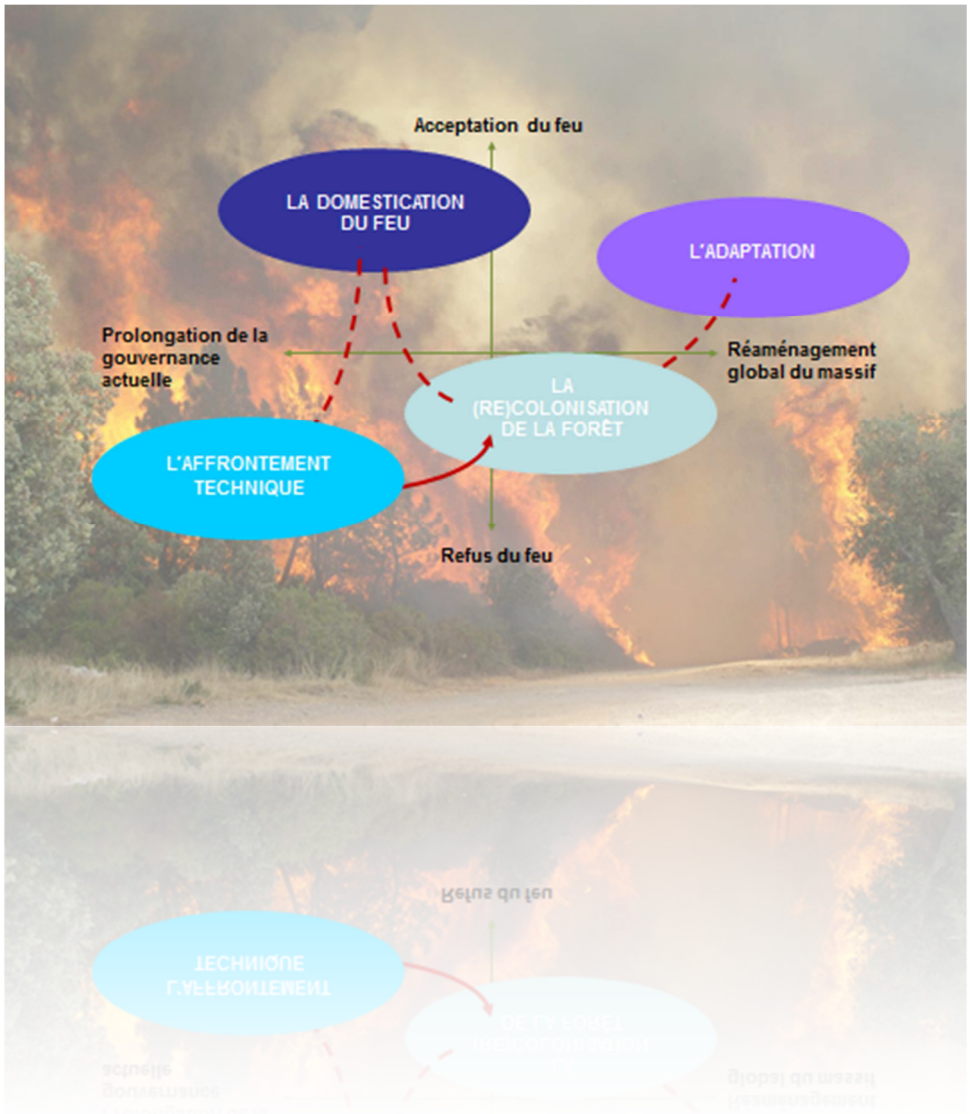
Comme nous le verrons dans les chapitres suivants, plusieurs éléments observés dans notre calcul de la facture totale de la protection contre le feu dans les Maures seront à nouveau évoqués dans la **DEUXIEME PARTIE** de ce travail (consacrée à la construction collective de plusieurs scénarios de vie avec le feu). Plus concrètement, nous verrons que bon nombre des acteurs rencontrés sur le terrain critiquent la cherté de la gestion actuelle du feu, le poids relatif excessif attribué aux activités de lutte ou encore, l'opacité de toute la comptabilité relative aux activités de protection. Les témoignages de ces acteurs mettront en évidence les enjeux socio-politiques sous-jacents à ces calculs d'apparence purement comptable.

Par ailleurs, dans la **TROISIEME PARTIE** de notre travail de recherche (dans laquelle nous proposons une évaluation participative multicritère des scénarios de vie avec le feu élaborés avec les acteurs), la facture totale de la protection contre le feu et les résultats intermédiaires obtenus dans ce troisième chapitre seront utilisés comme un (ou des) critère(s) d'évaluation parmi d'autres.

DEUXIEME PARTIE

Les avenirs du feu dans les Maures :

Une application de l'approche des Scénarios Environnementaux à la problématique des feux de forêt



Dans cette **DEUXIEME PARTIE**, nous nous focaliserons sur l'approche des Scénarios Environnementaux et son application à la problématique du feu dans le massif des Maures.

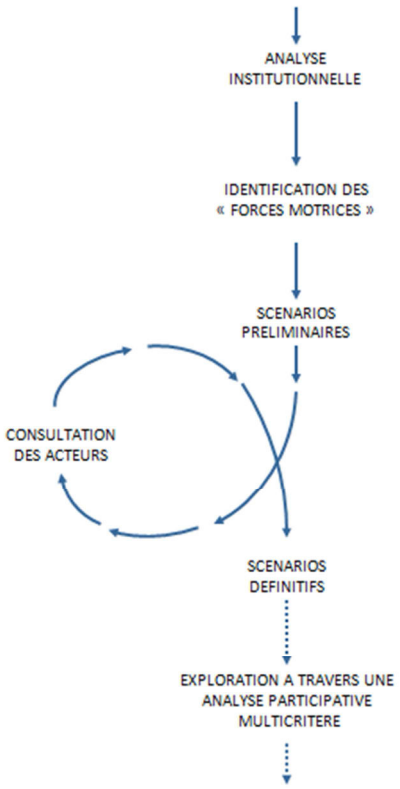
Nous analyserons tout d'abord le contexte théorique de cette approche, caractérisée comme on aura l'occasion de le voir, par une polyphonie d'épistémologies, de définitions et d'outils disponibles **(chapitre 4)**. Les deux autres chapitres de cette deuxième partie seront consacrés à la construction de plusieurs « scénarios de vie avec le feu » dans les Maures (voir figure 4.0 ci-dessous).

Dans un premier temps, nous présenterons les principales étapes suivies dans l'élaboration des scénarios préliminaires, à savoir : (i) la réalisation d'une analyse institutionnelle, (ii) l'identification des forces motrices ; et (iii) l'application de la « méthode des deux axes » **(chapitre 5)**.

Dans un deuxième temps, nous expliquerons en détail les améliorations réalisées sur la première version de nos scénarios suite à la consultation des acteurs locaux, puis nous présenterons la version finale des quatre scénarios finalement retenus tels qu'ils ont été soumis aux acteurs locaux pour leur évaluation **(chapitre 6)**.

Ces mêmes acteurs exploreront et évalueront les « scénarios de vie avec le feu » à travers une Analyse Participative MultiCritère (APMC) **(TROISIEME PARTIE)**. Cette approche multi-scénario et multicritère constitue une alternative à l'approche économique présentée précédemment **(PREMIERE PARTIE)**.

Figure 4.0 : Processus de création des « scénarios de vie avec le feu » dans les Maures



Source : auteur

CHAPITRE 4

L'APPROCHE DES SCENARIOS ENVIRONNEMENTAUX

4.0 Introduction

Que peut nous apporter l'approche des Scénarios Environnementaux ? En quoi permet-elle de dépasser certaines des limites identifiées par rapport à l'analyse économique du feu ? Sous quelles formes peut-elle se concrétiser dans la gestion des risques et des systèmes socio-écologiques ? Telles sont les questions auxquelles nous tenterons de répondre tout au long de ce chapitre.

Pour ce faire, nous présenterons tout d'abord l'approche des Scénarios Environnementaux **(section 4.1)**. Dans un premier temps, nous exposerons l'évolution historique de l'approche **(sous-section 4.1.1)**. Nous verrons ensuite que la définition du concept « scénarios » est loin d'être univoque dans la littérature existante, ce pourquoi nous préciserons la signification que nous attribuons à ce concept dans notre travail de recherche **(sous-section 4.1.2)**. Dans un troisième temps, seront énoncés les éléments clés ou basiques de tout scénario **(sous-section 4.1.3)**. Nous nous intéresserons par la suite à la pertinence de cette approche vis-à-vis des systèmes socio-écologiques et de leurs caractéristiques particulières (**sous-section 4.1.4)**.

La deuxième section du chapitre **(section 4.2)** sera consacrée à la construction d'une typologie multicritère des différentes sortes de scénarios **(sous-section 4.2.1)**, dont le corollaire sera une carte d'identité générique applicable à tout exercice prospectif et de fait, appliquée à nos « scénarios de vie avec le feu » **(sous-section 4.2.2)**.

4.1 L'approche des Scénarios

4.1.1 Evolution historique de l'approche des Scénarios

D'un point de vue historique, l'utilisation de scénarios ne s'est développée de façon ni linéaire ni homogène au sein d'un seul courant ou d'un domaine particulier. Au contraire, elle a été influencée (et l'est encore aujourd'hui) par une pluralité d'écoles et d'auteurs très différents, que ce soit par rapport à leurs domaines d'activités (monde des affaires, politique internationale, monde académique, etc.) ou leurs préoccupations (obtention d'avantages concurrentiels, apprentissage social, aide à la décision publique, etc.) (Berkhout et al. 2002 : 86). Dans ce panorama multiforme, la littérature distingue néanmoins deux points de départ principaux et deux grands courants subséquents pour caractériser l'évolution historique des scénarios (Bradfield et al. 2005 : 798 ; Wilkinson & Eidinow 2008 : 3 ; Varum & Melo 2010 : 356 ; etc.) : d'un côté, l'école dite « anglo-saxonne » (ou de la « logique intuitive »), associée initialement aux travaux réalisés aux États-Unis par la *RAND Corporation*[1] dans les années 1950 ; et d'un autre côté, l'école dite « française », aussi connue sous le nom de « La Prospective »[2], dont le père fondateur est le philosophe Gaston Berger.

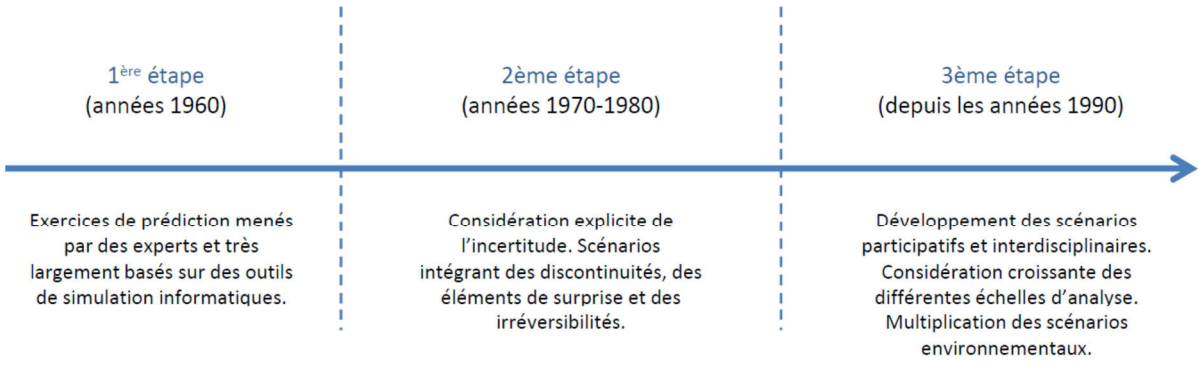
[1] RAND est l'acronyme de *Research and Development*. La RAND Corporation peut être définie comme un bureau d'études au service de l'Etat américain, dont la fonction est de servir de *think tank* stratégique dans le contexte de l'après-guerre (Poux 2005 : 153).

[2] Il est important de signaler que cette appellation est utilisée par de nombreux auteurs (voir, entre autres, Bradfield et al 2005 ; Wilkinson & Eidinow 2008 ; etc.), mais qu'elle n'a pas été adoptée unanimement par les membres de ladite école. Dans les mots d'Hugues de Jouvenel (2004 : 14) : « *Il y a assurément une histoire de la*

Ces deux écoles se sont progressivement diversifiées au fil du temps sans parvenir à se croiser ou en ne le faisant que de façon très ponctuelle. Elles constituent aujourd'hui les deux références théoriques majeures pour les futuristes du monde entier. En France, la Prospective bénéficie bien évidemment d'une attention particulière et influence la plupart des scénarios construits aussi bien dans le Privé que dans le Public. A l'étranger, l'école anglo-saxonne occupe une place largement dominante, notamment dans le domaine scientifique, résultat logique (selon les auteurs français) de l'hégémonie linguistique anglaise dans le monde de la recherche (Roubelat 1994 : 2).

De façon très générale, et comme le suggère van de Klundert (1995), l'évolution historique des scénarios peut être mise en parallèle avec celle de la prise de décisions publiques et de la sorte, être divisée en trois grandes étapes (figure 4.1). La première de ces étapes (années 1960) regrouperait des scénarios se limitant à de simples exercices de prédiction. Ceux-ci seraient très majoritairement basés sur des tendances stables à long terme et systématiquement modélisées à travers des logiciels informatiques. Ces scénarios de 1ère génération correspondraient donc très largement à des projections extrapolées à partir d'une situation présente et découleraient de quelques variations paramétriques opérées sur un modèle de référence. Dans la deuxième étape de cette évolution (années 1970-1980), les calculs de probabilités et les extrapolations mobilisées initialement laisseraient progressivement la place à des analyses de type systémique dans lesquelles l'incertitude est appréhendée comme un élément explicite et central de l'approche. Ces nouveaux scénarios intègreraient désormais des discontinuités, des éléments de surprise (économiques, sociaux, technologiques, etc.), ainsi que des irréversibilités. Au niveau théorique, leur émergence pourrait être associée entre autres aux travaux de Hebert Simon sur le concept de « rationalité limitée ». Le passage à cette deuxième étape serait également marqué par la parution de revues scientifiques telles que *Futures* (1968) ou *Technological Forecasting and Social Change* (1970), qui depuis sont devenues des références incontournables dans le domaine. Enfin, les scénarios de la troisième étape (depuis les années 1990) se démarqueraient des antérieurs par leur composante participative, celle-ci étant devenue de plus en plus importante dans les phases de création et définition des scénarios.

Figure 4.1 : Les trois grandes étapes de l'évolution historique des scénarios



Source : auteur (inspiré de van de Klundert (1995))

Plus concrètement, la plupart des auteurs sont d'accord pour affirmer que le concept de « scénario » tel que nous le concevons aujourd'hui, a tout d'abord été appliqué dans le domaine stratégique-

prospective en France, de là à dire qu'il y a une école française de prospective, je serais plus hésitant quoique nous soyons assurément quelques-uns à essayer de promouvoir une certaine manière de voir et d'agir ».

militaire après la deuxième guerre mondiale (Schwartz 1991 : 7 ; Schoemaker 1993 : 194 ; Coates 2000 : 116 ; Swart et al. 2004 : 140 ; Mermet 2005 : 153 ; Wilkinson & Eidinow 2008 : 3). A l'époque, le Ministère de la Défense des Etats-Unis cherche à savoir quel système d'armement privilégier pour les années à venir. Un tel choix se heurte cependant à plusieurs grandes incertitudes (Bradfield et al. 2005 : 798) : (i) le résultat final d'un développement massif d'armes nucléaires était complètement inconnu ; (ii) l'efficacité du système d'armement choisi dépendait largement du choix réalisé par les autres grandes nations (or, ce choix était bien évidemment occulté). En outre, le choix devait se faire dans un contexte politique international, celui de la Guerre Froide, dont l'évolution et l'issue étaient tout aussi difficilement prévisibles. Face à un tel degré d'incertitude, la *RAND Corporation* (commanditée par le Ministère de la Défense) structure donc le problème sous la forme de plusieurs simulations informatiques réalisées à partir de plusieurs hypothèses de base différentes (Peterson et al. 2003a : 360). Il s'agit pour grand nombre d'auteurs de la première application structurée et formalisée de l'approche des scénarios (voir figure 4.2).

Parallèlement, en France, le philosophe Gaston Berger crée en 1957 le *Centre International de Prospective*, dont l'objectif principal était de construire une méthodologie permettant d'élaborer de façon systématique des scénarios normatifs et utilisables comme références dans l'arène politique (Bradfield et al. 2005 : 802 ; Wilkinson & Eidinow 2008 : 3). Comme il a été souligné dans la littérature postérieure, ces scénarios étaient d'essence plus sociétale, plus « humaniste » selon les termes employés par Hugues de Jouvenel (2004 : 13), que ceux développés par la *Rand Corporation* aux Etats-Unis. Pour beaucoup, notamment ceux s'inscrivant dans « l'école de la Prospective », la création de ce centre illustre son éclosion d'abord institutionnelle, puis scientifique.

Dans les années 1960, Herman Kahn, qui avait participé aux premiers scénarios réalisés pour le Ministère de la Défense des Etats-Unis, extrapole le concept au domaine économique et politique en développant une méthodologie adaptée à la prise de décision au niveau des entreprises (Schwartz 1991 : 7 ; Poux 2005 : 154 ; Durance & Godet 2010 : 1489). L'extrapolation du concept est assurée principalement par les travaux du *Hudson Institute*, dont Kahn est le créateur et le directeur pendant plusieurs années, mais aussi (dans un deuxième temps) par les publications du *Stanford Research Institute* (SRI), devenu depuis un des centres de référence en la matière (Bradfield et al. 2005 : 798). Ces premiers scénarios restent malgré tout, en très grande partie, des projections quantitatives basées sur des simulations informatiques. Selon les termes employés par van der Heijden (1996 : 15), il s'agit dans la plupart des cas de « simples extensions du modèle classique de prédiction-et-contrôle ». On est donc encore très loin du concept de « scénario » tel qu'il est conçu aujourd'hui dans la littérature des sciences sociales. Il n'en demeure pas moins que ces scénarios se développent très considérablement tout au long des années 1960, et ce grâce à une pluralité de facteurs comme par exemple : les progrès réalisés dans le domaine de l'informatique (permettant la multiplication des simulations numériques) ; la création d'un cadre théorique adapté (en l'occurrence, la théorie des jeux développée par von Neumann et Morgenstern) ; ou encore, un contexte politique très particulier, celui de la Guerre Froide, sollicitant le développement de jeux de simulation qui impliquent la participation d'êtres humains et de machines (Schoemaker 1993 : 195).

Dans les années 1970, les travaux réalisés par le groupe Shell (et notamment par Pierre Wack) jouent un rôle déterminant dans cette évolution. Il s'agit des premiers scénarios globaux et surtout, des premiers scénarios basés non plus sur de simples calculs probabilistes, mais plutôt sur des relations causales qualitatives (van der Heijden 1996 : 15). L'objectif initial de Shell est d'étudier des stratégies

envisageables dans le cas où un choc pétrolier a lieu (ce qui se produit finalement en 1973). Les scénarios qui découlent de ce travail de réflexion permettent à Shell de faire face à la crise pétrolière dans de meilleures conditions que ses concurrents et surtout, de prendre une avance significative par rapport à ces derniers. Les scénarios de Shell attirent alors l'attention des décideurs du monde entier et la pratique commence à se développer rapidement, notamment dans le monde des affaires. Dans ce sens, le choc pétrolier de 1973 met en évidence la possibilité qu'un évènement majeur et inattendu change la donne économique à niveau mondial ; il provoque ainsi un basculement profond dans le domaine des scénarios, qui se penche progressivement sur des démarches d'anticipation et d'exploration visant à identifier d'éventuelles discontinuités dans la trajectoire d'un système particulier. C'est un tournant majeur dans l'évolution de l'approche des scénarios (van der Heijden 1996 : 7 ; Berkhout et al. 2002 : 86 ; Anastasi 2003 : 201 ; Bradfield et al. 2005 : 800). D'autre part, on assiste pendant cette même décennie à l'apparition des premiers scénarios intégrant des enjeux environnementaux. C'est le cas notamment du rapport « *Limits to Growth* » du Club de Rome (Meadows et al. 1972), qui reste malgré tout basé sur des modèles de simulation et ignore en grande partie les aspects sociaux et politiques (Gallopín et al. 1997 : 7 ; Swart et al. 2004 : 140).

Pendant ce temps, en France, on assiste au développement de la méthode de « La Prospective », d'abord à travers les travaux de Pierre Massé et de Bertrand de Jouvenel, puis à travers ceux de Michel Godet. L'application de la méthode réalisée par la DATAR[3] pour l'aménagement territorial de la France (avec notamment le célèbre « scénario de l'inacceptable » proposé en 1971), ainsi que les scénarios créés par Godet pour les groupes Elf et EdF, entre autres, témoignent de l'essor de la méthode dans l'Hexagone à cette époque. La création de la revue *Futuribles* en 1974 constitue aussi une bonne illustration de cette expansion. La méthode de « La Prospective » se différencie de l'approche « anglo-saxonne » par son caractère plus élaboré et plus complexe. La formalisation qu'elle implique est tantôt perçue comme trop mécanique, voire excessivement mathématisé (Bradfield et al. 2005 : 803), tantôt valorisée (par les auteurs français en l'occurrence) comme une garantie indispensable de rigueur (Durance & Godet 2010 : 1490) permettant notamment de « *stimuler l'imagination, réduire les incohérences, créer un langage commun, structurer la réflexion collective et permettre l'appropriation* » (Godet 2000 : 2). La méthode de « La Prospective » mobilise en effet toute une série d'outils et de procédures largement formalisées comme l'Analyse Morphologique (déployée dans la construction des scénarios) ; la méthode MicMac (visant l'identification des variables clés) ; ou encore, la méthode Mactor (dont le but est l'identification des stratégies d'acteurs) (Godet 2000 : 2). Une autre particularité de l'Ecole française de « La Prospective » est le caractère volontairement normatif qui est attribué aux scénarios. Comme le signale Godet lui-même (Godet 2010 : 1458), « *la Prospective est moins intéressée par les futuribles (futurs possibles), que par les futurables (futurs désirables)* ».

Dès la fin des années 1980 et surtout pendant la dernière décennie du XXe siècle, les scénarios acquièrent une place croissante dans la gestion des problématiques environnementales et dans l'analyse de la soutenabilité (Henrichs et al. 2010 : 153 ; Wilkinson & Eidinow 2008 : 3). Dès 1992, par exemple, le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Evolution du Climat (GIEC) publie plusieurs scénarios quantitatifs sur l'évolution des émissions de gaz à effet de serre et leur impact sur la planète (il s'agit là cependant de modélisations mathématiques ignorant très largement les relations entre systèmes et ne contenant aucune information qualitative ni descriptive). Cette première

[3] Délégation interministérielle à l'Aménagement du Territoire et à l'Attractivité Régionale.

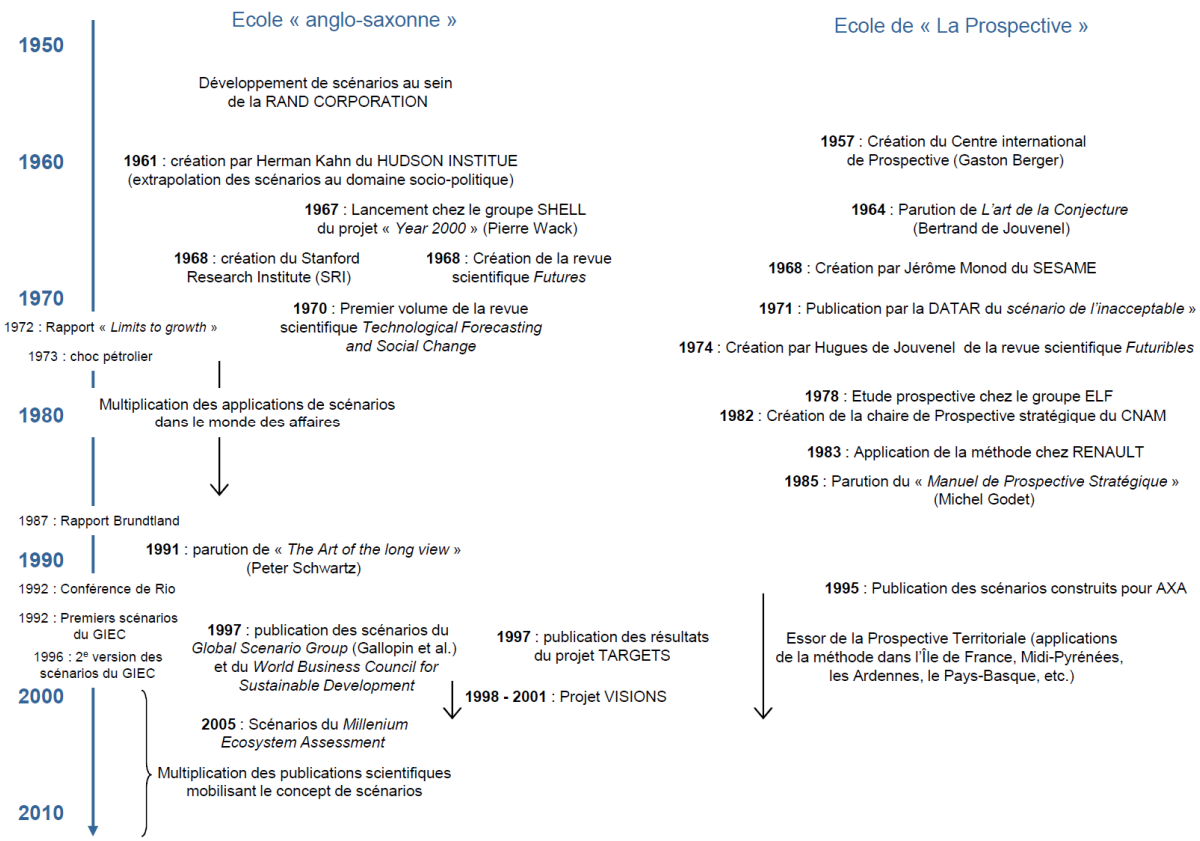
version des scénarios du GIEC est révisée quatre ans plus tard, en 1996, à travers le Rapport Spécial sur les Scénarios d'Emissions (RSSE). Contrairement aux premiers scénarios de 1992, sont intégrés dans l'élaboration de ce rapport des experts de domaines très différents. Les nouveaux scénarios contiennent par ailleurs des facteurs d'évolution aussi bien sociaux qu'économiques ou technologiques, et sont illustrés par des *narratives* (ou « *storylines* ») décrivant qualitativement quatre futurs possibles de la planète. Ceux-ci sont différenciés à travers deux facteurs basiques dont l'issue et l'impact sont incertains : (1) la continuation (ou pas) du phénomène de globalisation ; et (2) l'évolution des valeurs sociales, celles-ci pouvant tendre à la priorisation de critères soit économiques, soit environnementaux. Ces scénarios constituent une référence incontournable dans la littérature sur les scénarios et la soutenabilité.

Une autre référence en la matière est celle des scénarios globaux publiés par le *Global Scenario Group*[4] (Gallopín et al. 1997), dans lesquels sont décrits six futurs possibles de la planète à la lumière du paradigme de la soutenabilité. Ce projet est le premier dans le domaine à mobiliser explicitement le concept de « système socio-écologique » et à intégrer explicitement des visions du monde alternatives dans l'élaboration des scénarios en soulignant l'importance des choix humains dans l'évolution desdits systèmes (Gallopín et al. 1997 ; Raskin et al. 1998). De façon parallèle, la méthode TARGETS[5] utilise elle aussi l'approche des scénarios dans le but d'opérationnaliser le concept de développement soutenable à travers une perspective systémique. Dans ce cas cependant, les scénarios ont une composante numérique plus importante et découlent de l'intégration de plusieurs modélisations (Rotmans & de Vries 1997). En 1997, le *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD) propose également une série de scénarios globaux visant l'exploration des réponses envisageables au défi du développement soutenable, notamment de la part des acteurs du monde des affaires (WBCSD 1997). Enfin, à l'échelle européenne, le projet VISIONS[6] propose trois scénarios décrivant les interactions possibles entre les processus socio-économiques, environnementaux et institutionnels, et ce, à plusieurs échelles : locale, nationale et continentale (Rotmans et al. 2000).

Depuis, l'approche des scénarios a été mobilisée dans de nombreux projets de recherche internationaux liés de façon plus ou moins concrète à la problématique de la soutenabilité (voir par exemple les projets *ALARM*[7]*, Energy to 2050, Mobility 2030, PRELUDE*[8]*,* etc.). Elle a par ailleurs été implémentée dans le cadre du *Millenium Ecosystem Assessment* (MA 2005) et dans celui du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). Ce dernier a produit plusieurs scénarios globaux, les dénommés *Global Environment Outlook* (GEO), dont les GEO-3 et GEO-4 ont notamment inspiré de nombreuses autres études prospectives postérieures. Enfin, l'Agence Européenne de l'Environnement (*European Environment Agency*, EEA) a elle aussi appliqué l'approche des scénarios dans plusieurs projets et publié de nombreux rapports devenus aujourd'hui des références dans la littérature des scénarios pour la soutenabilité (EEA 2000, EEA 2005, EEA 2007, EEA 2009, etc.).

[4] Le *Global Scenario Group* est un groupement indépendant d'experts travaillant sur la problématique des enjeux futurs du développement global de la planète. Il a été constitué à la fin des années 1980.
[5] *Tool to Assess Regional and Global Environmental and health Targets for Sustainability* (méthode développée dans le cadre du projet *Global Dynamics and Sustainable Development*).
[6] Projet Européen (1998-2001) visant la construction de plusieurs visions intégrées de l'Europe en 2050.
[7] *Assessing LArge Scale Risks for biodiversity with tested Methods* (2004-2009).
[8] *Prospective Environmental analysis of Land Use Development in Europe* (2004-2005).

Figure 4.2 : Présentation schématique de l'évolution historique des scénarios



Source : auteur

4.1.2 Vers une définition du concept de « scénarios »

Le concept de « scénarios » a été appliqué à une multitude de contextes différents, à travers des méthodes disparates, à partir d'épistémologies souvent opposées et avec des objectifs et des résultats clairement distincts. Aujourd'hui, nombreux sont les auteurs qui soulignent cette diversité parfois chaotique, regroupée sous l'étiquette commune de « scénarios » (Schoemaker 1993 : 194 ; Wollenberg et al. 2000 : 66 ; Heugens & van Oosterhout 2001 : 863 ; Peterson et al. 2003a : 360 ; van Notten 2006 : 2 ; Duinker & Greig 2007 : 209 ; Volkery et al. 2008 : 461 ; Alcamo & Henrichs 2009 : 15 ; Janssen et al. 2009 : 1492 ; Varum & Melo 2010 : 356). Le concept de « scénarios » peut en effet se référer aussi bien à des projections quantitatives obtenues à travers des modèles purement mathématiques, qu'à l'exploration de futurs possibles envisagés dans des ateliers participatifs et ne mobilisant que des données qualitatives. Par ailleurs, le mot « scénario » est aujourd'hui couramment utilisé de façon abusive pour parler tout simplement de l'évaluation de plusieurs hypothèses alternatives (Durance & Godet, 2010 : 1489) ou de plusieurs options stratégiques (Godet 2000 : 7). Bref, des définitions et des logiques dissemblables coexistent donc dans un paysage intellectuel complexe et cacophonique. Cette ambiguïté est d'autant plus importante que le concept de « scénario » peut se référer aussi bien à une approche (van Notten 2006), à une méthode (Schoemaker 1993 : 193), à un outil (EEA 2000 : 9 ; Duinker & Greig 2007 : 209), au produit final de cette méthode ou de cette approche, ou encore, à un art (Schwartz 1991 : 29, 114 ; van der Heijden 1996 : 133 ; Anastasi 2003 : 201). Cette homonymie a été soulignée avec plus ou moins de

véhémence entre autres par van der Heijden (1996 : 7), Bishop et al. (2007 : 6) ; Bradfield (2008 : 1) ou encore Clavel (2010 : 22). La littérature met donc en évidence l'absence d'une codification unique et partagée au niveau international, que ce soit au niveau conceptuel ou sur le plan procédural. Dans un cas comme dans l'autre, il s'avère en effet impossible d'identifier un corpus unique, même pas une typologie, qui puisse servir de référence basique aux chercheurs ou aux institutions voulant se servir des scénarios (Börjeson et al. 2006 : 724). Précisons enfin que cette ambiguïté théorique et méthodologique peut être perçue aussi bien comme une limite à la crédibilité de l'approche ou comme un obstacle à l'identification de ses spécificités et frontières (Godet 2000 : 18 ; van Notten et al. 2003 : 423 ; Bishop et al. 2007 : 6 ; Thérond et al. 2009 : 620), que comme une source de créativité et de flexibilité (Swart et al. 2004 : 140 ; Poux 2005 : 151).

Etymologiquement, le mot « scénario » provient du latin *scanea*, signifiant la scène (le décor), mais aussi le jeu de théâtre, le spectacle. A l'origine, le mot était exclusivement utilisé dans le monde littéraire, théâtral ou cinématographique. Il est alors assimilé à « *un canevas, au plan détaillé d'un ouvrage dramatique, lyrique, d'un roman, etc.* » (CNRTL[9]). Herman Kahn importe le concept pour la première fois dans le domaine des sciences sociales (Ringland 1998). Dans ce domaine, les scénarios sont conçus de façon générale comme des « *prévisions réalisées selon certaines hypothèses, et tenant compte des contraintes d'une situation économique, démographique, etc.* » (Encyclopédie Larousse[10]).

De façon plus concrète, il est difficile de choisir une définition parmi toutes celles que la littérature scientifique nous propose. Parmi les plus citées (tous domaines confondus), nous pouvons évoquer celle de Kahn & Wiener (1967), pour qui les scénarios sont « *des séquences hypothétiques d'évènements créées dans le but d' attirer l'attention sur les processus causaux et les points de décision* »[11] ; celle de Porter (1985), selon qui les scénarios sont « *des images consistantes des tournures que peuvent prendre les choses dans le futur, ne s'agissant pas de prédictions, mais de futurs possibles* »[12]; ou encore, celle de Schwartz (1991 : 4), présentant les scénarios plutôt comme « *un instrument permettant de structurer nos perceptions sur plusieurs environnements futurs alternatifs dans lesquels nos décisions peuvent se dérouler* ».

En ce qui concerne les scénarios dits « environnementaux » (*Environmental Scenarios*)[13], la littérature est tout aussi riche et plurielle. Une référence fréquente est le Rapport Spécial sur les Scénarios

[9] Centre National de Ressources Textuelles et Lexicales : http://www.cnrtl.fr (dernière consultation : septembre 2014).
[10] http://www.larousse.fr/dictionnaires/francais-monolingue (dernière consultation : septembre 2014).
[11] Cité dans EEA (2000 : 7).
[12] Cité dans Ringland (1998 : 4).
[13] Le concept de « scénarios environnementaux » est utilisé aujourd'hui aussi bien dans le monde académique que dans des organismes internationaux comme l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA). Malgré l'essor du concept, il est encore difficile de préciser concrètement ce qui caractérise ce type de scénarios. Le plus souvent, ces scénarios sont différenciés du reste pour les thématiques qu'ils traitent (voir par exemple Mahmoud 2009 : 801). A titre d'exemple, Wilkinson & Eidinow (2008 : 4) évoquent comme problématiques abordées par les scénarios environnementaux : la gestion de l'eau, le changement climatique, le fonctionnement des écosystèmes et la qualité de l'air urbain. Par ailleurs, selon Alcamo & Henrichs (2009 : 16), les scénarios environnementaux sont ancrés dans les Sciences de l'Environnement et doivent donc : (i) être consistants avec l'état des connaissances et les compréhensions mobilisées par ce champ scientifique ; (ii) considérer explicitement la multi-dimensionnalité qui caractérise la plupart des problématiques environnementales ; (iii) s'adapter aux horizons temporels que ces problématiques exigent ; et (iv) être en

d'Emissions (RSSE) du GIEC, selon lequel les scénarios constituent des « *descriptions du futur tel qu'il pourrait advenir. Des descriptions plausibles, souvent simplifiées, basées sur un ensemble d'hypothèses cohérentes et intérieurement consistantes, et portant sur les facteurs clefs d'évolution et leurs relations* » (Nakicenovic et al. 2000 : 594). Cette définition a d'ailleurs été reprise dans le cadre du *Millennium Ecossytem Assessment* (MA 2005 : 147). Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE 2002) propose, lui, une définition alternative et tout aussi souvent citée dans la littérature. Cette deuxième définition met en relief le caractère dynamique des scénarios et cite explicitement l'incertitude comme élément central. Selon le PNUE, les scénarios décrivent « *des itinéraires qui nous mènent à différents futurs possibles. Ils reflètent des hypothèses de travail différentes sur la façon dont les tendances actuelles vont se déployer, dont des incertitudes essentielles vont se manifester et dont de nouveaux facteurs vont entrer en jeu* »[14].

Toujours dans le domaine de la prospective environnementale, d'autres auteurs ont voulu souligner certains aspects des scénarios qui ne sont explicitement retenus ni dans la définition du GIEC, ni dans celle du PNUE, comme par exemple leur vocation à explorer des futurs possibles ou l'existence (inexorable) d'hypothèses plus ou moins subjectives à la base de leur élaboration. C'est le cas de Jäger et al. (2007 : 5), entre autres, pour qui les scénarios sont « *des descriptions du futur impliquant des assomptions sur les processus sociaux et environnementaux, ainsi que des choix à l'échelle individuelle et sociétale. Les scénarios explorent les champs du possible (et pas juste du probable) et invitent les acteurs à réfléchir au-delà du bon sens conventionnel* ». Pour Rotmans et al. (2000 : 810), les scénarios sont plutôt des « *descriptions archétypiques d'images alternatives du futur créées à partir de modèles mentaux et reflétant des perspectives différentes sur le passé, le présent et le développement futur* ». Cette définition est semblable à celle proposée par van Notten et al. (2003 : 424). Toutes les deux soulignent le caractère dynamique et subjectif des scénarios. De leur côté, Peterson et al. (2003 : 360), mettent en relief la pertinence d'une approche systémique dans l'application des scénarios, ainsi que le rôle central que l'incertitude doit en principe y jouer. Selon eux, les scénarios sont « *des histoires alternatives et dynamiques qui capturent les éléments clefs d'incertitude par rapport au futur d'un système particulier* ». Swart et al. (2004 : 139) quant à eux, insistent sur l'intégration d'informations qualitatives et quantitatives, ainsi que sur l'aspect co-évolutif entre la société humaine et le milieu que celle-ci habite. D'après ces auteurs, les scénarios sont des « *histoires cohérentes et plausibles, racontées à travers des mots et des chiffres, sur les différents chemins de coévolution qui sont possibles entre les systèmes humains et environnementaux* ». Enfin, plus récemment, d'autres définitions ont vu le jour comme celle de Parson et al. (2007 : 13), par exemple, pour qui les scénarios sont « *des descriptions de conditions futures potentielles, développées dans le but d'informer la prise de décision dans un contexte incertain* », ou celle de Biggs et al. (2007 : 1), selon qui les scénarios sont « *des histoires plausibles sur comment le futur peut se dérouler, étant construites à travers des modèles aussi bien quantitatifs que qualitatifs, et utilisant des informations sur les conditions passées et présentes* ».

Ces définitions mobilisent une multitude d'éléments de caractérisation, parfois similaires, d'autres fois étonnamment différents. Le tableau 4.1 propose un aperçu des différents critères retenus par les dix définitions évoquées ci-dessus. Parmi les critères les plus utilisés, nous retrouvons le caractère

---

concordance avec les valeurs véhiculées dans la politique environnementale actuelle (ces scénarios ont théoriquement une composante participative importante).

[14] http://www.unep.org (dernière consultation : septembre 2014)

hypothétique des scénarios (ce qui répond certainement à la volonté de les distinguer de simples prédictions quantitatives) ; leur multiplicité (une seule image du futur ne peut pas constituer un scénario en soi) ; leur nature principalement descriptive ; et leur contenu dynamique (les scénarios décrivent des développements et non pas des images statiques).

Tableau 4.1 : Critères mobilisés dans plusieurs définitions du concept de « scénarios »

	Plausibilité	Consistance	Cohérence	Créativité	Multiplicité	Scénarios = descriptions	Simplification	Incertitude	Caractère hypothétique	Flexibilité informationnelle (qualitatif/quantitatif)	Caractère dynamique	Relations entre facteurs	Subjectivité	Vision systémique	Prise de décision
Kahn & Wiener (1967)									✓		✓	✓			✓
Porter (1985)		✓							✓						
Schwartz (1991)					✓								✓		✓
Nakicenovic et al. (2000)	✓	✓	✓			✓	✓		✓			✓			
Rotmans et al. (2000)					✓	✓					✓		✓		
PNUE (2002)					✓			✓	✓		✓	✓			
Peterson et al. (2003)					✓			✓			✓			✓	
Swart et al. (2004)	✓		✓							✓	✓			✓	
Parson et al. (2007)						✓		✓	✓						✓
Jäger et al. (2007)				✓		✓			✓				✓	✓	
Biggs et al. (2007)	✓								✓	✓	✓				

Source : auteur

Malgré cette profusion de définitions alternatives, la plupart des auteurs sont d'accord sur le fait que les scénarios ne constituent ni des prédictions[15], ni des prévisions (*forecasts*), mais plutôt des descriptions hypothétiques du futur (Schwartz 1991 : 6 ; van der Heijden 1996 : 53 ; Gallopín et al. 1997 : 5 ; Rotmans 1998 : 158 ; Swart et al. 2004 : 199 ; Kok et al. 2006 : 264 ; Parson et al. 2007 : 13 ; Zurek & Henrichs 2007 : 1285 ; etc.). Pour tous ces auteurs, en effet, les scénarios décrivent des futurs qui peuvent avoir lieu, et non pas le futur tel qu'il aura lieu (Wollenberg et al. 2000 : 66 ; Peterson et al. 2003 : 360). L'intérêt des scénarios ne réside donc pas dans leur aptitude à prédire le futur d'un système, mais dans leur capacité à fournir des éléments de compréhension et clarification de ce système dans le temps présent (Raskin et al. 1998 : 3 ; Godet 2000 : 18 ; Durance & Godet

[15] Le concept de « prédiction » implique la volonté de produire une description future le plus probable possible pour un système déterminé (MA 2005 : 147). Comme le soulignent Peterson et al. (2003 : 359), les prédictions peuvent être perçues simultanément comme des descriptions conditionnelles et probabilistes (par les scientifiques), et comme des états qui se produiront quel que soit le contexte (par le public en général).

2010 : 1488). Comme le soulignait déjà Gaston Berger (1957)[16], « *le futur est la raison d'être du présent ; la plupart de nos actions ne peuvent être expliquées que par les projets futurs qui les justifient* ». A travers l'approche des scénarios, il ne s'agit donc pas de savoir si une situation se produira ou pas, mais de savoir pourquoi cette situation peut avoir lieu, quelles seraient ses conséquences et qu'est-ce qui peut être fait pour les induire ou les éviter (Duinker & Greig 2007 : 209). Dans ce sens, et comme l'ont souligné Rotmans et al. (2000 : 811), de telles questions requièrent d'identifier les contraintes du système présent et de mieux comprendre les dilemmes qui le caractérisent. La littérature illustre souvent cette idée de « *va-et-vient dialectique entre le futur et le présent* » (DATAR 1975 : 15) à travers des métaphores ou des extraits littéraires. Godet, par exemple, reprend les mots du philosophe romain Sénèque, pour qui « *il n'y a pas de vent favorable pour celui qui ne sait pas vers où il va* » (Godet 2000 : 3 ; Godet 2010 : 1457). De façon parallèle, plusieurs auteurs parmi lesquels Walker et al. (2002 : 10), Liotta & Shearer (2005 : 2) ou encore Altman & Morse (2008 : 20) citent le célèbre passage de l'œuvre « *Les Aventures d'Alice au pays des merveilles* » (*Alice's Adventures in Wonderland*) de Lewis Carroll, dans lequel Alice rencontre le chat du Cheshire et lui demande le chemin qu'elle doit suivre :

- *« Dites-moi, s'il vous plaît, de quel côté faut-il me diriger ? », demanda Alice.*
- *« Cela dépend beaucoup de l'endroit où vous voulez aller », dit le chat.*
- *« Cela m'est assez indifférent ».*
- *« Alors peu importe de quel côté vous irez ».*
- *« Pourvu que j'arrive quelque part », ajoute Alice en explication.*
- *« Cela ne peut manquer, pourvu que vous marchiez assez longtemps ».*

Comme l'illustre ce passage, l'exploration approfondie des futurs possibles d'un système est indissociable de l'analyse des enjeux qui caractérisent la problématique présente, ainsi que des conflits qui opèrent (ou peuvent opérer) entre eux aussi bien au niveau des valeurs que des intérêts matériels. L'élaboration et l'étude postérieure des scénarios n'ont de sens que si elles restent intimement liées à un exercice de compréhension et de clarification de la situation présente. Dans ce sens, les scénarios ne constitueraient pas tant une méthode d'étude dont l'objet est le futur, qu'une entrée par les futuribles, c'est-à-dire, une compréhension possible des systèmes socio-écologiques (Mermet 2005 : 146).

A la lumière de la littérature étudiée, nous proposons de définir ici les scénarios comme des : **« descriptions schématiques de plusieurs développements futurs d'un système, à la fois plausibles, consistantes, pertinentes, clairement distinctes et quelque part provocatrices »**.

[16] Cité dans Godet (2010 : 1457).

Dans ce travail de recherche, les scénarios constituent donc avant tout des **descriptions**. Il ne s'agit ni de modélisations, ni de simples simulations (même s'ils peuvent en contenir). Ce sont des représentations, des histoires racontées à travers des mots, des chiffres ou des images. Ces histoires sont par ailleurs schématiques : elles ne cherchent pas à englober la totalité des conditions futures d'un système, mais se focalisent plutôt sur ses facteurs d'évolution principaux, sur ses éléments archétypiques, dans le but de clarifier et d'orienter l'action collective (Berkhout et al. 2002 : 87). Le degré de schématisation doit donc être assez important pour permettre une lisibilité et une compréhensibilité rapides et faciles, mais ne doit pas être excessif : les scénarios doivent tout de même décrire avec assez de détails les caractéristiques du système et ses processus de base afin d'éviter un manque de pertinence ou de consistance (Parson et al. 2007 : 16). Un arbitrage parfois épineux est donc nécessaire entre ces critères et la simplification qu'exige toute représentation d'un système.

L'utilisation des scénarios implique par ailleurs une **vision systémique** par rapport au problème qui est étudié. En effet, les scénarios s'intéressent particulièrement aux relations existantes entre les différents sous-systèmes (économique, politique, naturel, social, etc.) et la façon dont ces interactions se répercutent sur la globalité d'un système particulier (Gallopín et al. 1997 : 6). L'approche des scénarios s'appuie donc très largement sur la théorie des systèmes et invite à appréhender les phénomènes à travers un prisme global et non parcellaire (Ogilvy & Schwartz 1998 : 8 ; Henrichs et al. 2010 : 103 ; Chermack 2011 : 44). Cette vocation holistique a d'ailleurs été progressivement renforcée dans la plupart des scénarios élaborés ces dernières décennies, notamment à travers la mise en place d'ateliers participatifs divers (jeux de rôles, ateliers de visionnage, panels d'experts, modélisations participatives, etc.) dans lesquels des scientifiques de domaines différents et les parties prenantes étaient invités à travailler en commun.

Les scénarios décrivent par ailleurs des processus, des **développements futurs** regroupant des séquences d'évènements non révolus pour une période déterminée (Rotmans 1998 : 158 ; Rotmans et al. 2000 : 811). Même si certains auteurs envisagent des scénarios statiques décrivant tout simplement un état futur sans expliquer le parcours qui a été fait depuis le temps présent, en règle générale, les scénarios sont censés être dynamiques ; ils ne constituent donc pas des images du futur, mais peuvent en contenir (EEA 2000 : 7 ; Rotmans et al. 2000 : 811). Précisons que la description d'un seul développement futur d'un système ne peut pas constituer un scénario, puisque celui-ci contient forcément une part d'incertitude (Schwartz 1991 : 29 ; Parson et al. 2007 : 16).

Les scénarios constituent par ailleurs des descriptions **plausibles**. Selon le dictionnaire du CNRTL, est plausible ce « *que l'on peut admettre ou croire parce que vraisemblable* »[17]. Si un scénario ne peut être admis ni tenu pour vrai ; si la description du « quoi », du « comment » ou du « pourquoi » est perçue comme étant impossible, alors les experts ou les acteurs engagés dans la démarche n'auront aucune motivation pour y participer et donc, pour y investir du temps et des ressources (Heugens & van Oosterhout 2001 : 864 ; Parson et al. 2007 : 16). La plausibilité est donc une condition *sine qua non* pour que les scénarios puissent constituer une plateforme réelle à partir de laquelle les acteurs vont développer leurs connaissances et leur compréhension de la problématique étudiée (van der Heijden 1996 : 119). Pour cela, les scénarios doivent relier le passé, le présent et le futur de façon

[17] http://www.cnrtl.fr (dernière consultation : septembre 2014).

rationnellement acceptable, sans quoi ils perdent inéluctablement tout leur intérêt. Les scénarios doivent par ailleurs être suffisamment proches des modèles mentaux des acteurs, des experts et des décideurs (*ibidem*). Précisons enfin que le critère de plausibilité se réfère aussi bien aux caractéristiques physiques que politiques des scénarios (Mahmoud et al. 2009 : 800). L'évaluation de ce critère ne devrait donc pas se limiter à des tests purement techniques, mais englober aussi des appréciations qualitatives de type sociologique et institutionnel.

Les scénarios sont aussi des descriptions **consistantes**[18], dans le sens où elles ne contiennent pas d'éléments contradictoires et qu'elles reposent sur une logique interne stable (Maack 2001 : 73). Il est par exemple inconsistant d'imaginer dans un même scénario une croissance économique forte et un taux d'inflation très bas, ou bien le développement d'une monoculture intensive parallèlement à l'accroissement de la biodiversité sur un même territoire. Selon van der Heijden (1996 : 187), le concept de consistance implique que les évènements contenus dans chaque scénario soient reliés entre eux par des relations causales argumentatives exactes, autrement dit, les scénarios doivent être logiques[19]. Le concept de « consistance » a trois implications principales (Schoemaker 1993 : 196) : (i) les évolutions décrites dans les scénarios doivent être compatibles avec l'horizon temporel considéré ; (ii) ces évolutions doivent être compossibles entre les différentes dimensions ou secteurs ; (iii) elles ne doivent pas placer les acteurs concernés dans des situations hypothétiques qu'ils estiment inacceptables ou qu'ils peuvent changer sans aucune répercussion. Nous pourrions ajouter à cela une quatrième implication : (iv) au sein d'un même scénario, les évolutions décrites sous différentes formes (chiffres, graphiques, *narratives*, etc.) doivent être toutes conciliables les unes avec les autres. Notons enfin que la consistance d'un scénario ne peut être évaluée, malgré l'implémentation d'instruments de plus en plus pointus techniquement, sans faire intervenir quelque part des jugements subjectifs. En effet, si certains éléments inconsistants sont facilement repérables grâce à des principes de base concernant le fonctionnement de systèmes biophysiques ou socio-économiques, ou à travers une simple analyse historique, d'autres au contraire posent beaucoup plus de problèmes (Parson et al. 2007 : 72). C'est le cas notamment des systèmes socio-écologiques, complexes et incertains, dans lesquels ce qui est jugé être logique (ou pas) peut faire facilement l'objet de controverses entre les catégories d'acteurs.

Par ailleurs, les scénarios constituent aussi des descriptions **pertinentes** par rapport à la problématique étudiée. Est pertinent ce « *qui est exactement adapté à l'objet dont il s'agit* » (CNRTL)[20]. Les scénarios sont donc des descriptions appropriées, conformes à la question ou au problème qui est analysé. Ils mobilisent les enjeux caractérisant la problématique en question et surtout, ils considèrent les besoins, les espoirs, les craintes et les valeurs que les acteurs concernés associent à ces enjeux (Berkhout & van Drunen 2007 : 15 ; van der Merwe 2008 : 16). Dans le cas contraire, les scénarios ont toutes les chances d'être perçus comme inutiles et seront donc rejetés (van der Heijden 1996 : 119). Le critère de pertinence mérite une attention spéciale dans le cas où

[18] Dans ce travail de recherche, nous considérons les adjectifs « consistant » et « cohérent » comme des synonymes. Cette assimilation est faite entre autres par Parson et al. (2007 : 70) et Schoemaker (1991 : 555). Il est nécessaire de préciser cela, puisque de nombreux articles reprennent la définition du GIEC-SRES et définissent les scénarios comme des descriptions du futur à la fois plausibles, cohérentes et intérieurement consistantes. Malheureusement, aucun de ces articles ne définit ces adjectifs.

[19] Précisons que le terme anglais « consistent » a souvent été traduit en français par le mot « logique » (pour plus de détails à ce sujet, voir : Clavel (2010 : 27)).

[20] http://www.cnrtl.fr (dernière consultation : septembre 2014).

des scénarios déjà élaborés auparavant sont adaptés à une nouvelle problématique ou dans une nouvelle région, ce que Mermet (2005 : 140) nomme des « conjecture-cadres ». C'est le cas notamment des scénarios globaux comme ceux du GIEC, du *Millenium Assessment* ou du PNUE (GEO-3, GEO-4), recyclés à maintes reprises et plus ou moins adaptés aux caractéristiques du territoire où l'étude a lieu. Dans tous les cas, la construction de scénarios requiert une analyse préalable permettant l'identification des enjeux, des acteurs et des conflits existants en termes d'intérêts, de valeurs et de sources de connaissances.

En outre, les scénarios reflètent aussi des descriptions de développements futurs clairement **distinctes** les unes par rapport aux autres. Chaque description doit être en principe facilement identifiable et reconnaissable parmi les futurs alternatifs envisagés. Autrement dit, chaque scénario doit être basé sur une combinaison particulière des facteurs d'évolution identifiés, et incarner une évolution unique et différente des autres par rapport aux évènements qui y sont décrits, mais aussi par rapport au message global ou la vision du monde qu'elle transmet (Maack 2001 : 73). Cela dit, et comme le précisent Mahmoud et al. (2009 : 800), les scénarios doivent rester malgré tout comparables : ils doivent partager certains éléments ou une structure globale commune pour que l'ensemble ait un sens et que la démarche soit pertinente. A nouveau donc, un juste milieu doit être trouvé entre deux principes qui peuvent vite devenir incompatibles : la nécessaire singularité de chaque scénario et leur comparabilité globale.

Enfin, les scénarios reflètent des développements futurs quelque part **provocateurs**, des histoires créatives et surprenantes permettant aux décideurs et aux autres acteurs de voir le problème sous un nouvel angle. Pour cela, une certaine dose de fantaisie et d'imagination est nécessaire (Rotmans et al. 2000 : 811 ; Peterson et al. 2003 : 360). D'ailleurs, c'est précisément lorsque les scénarios permettent d'élargir les perspectives existantes, de soulever de nouvelles questions et de dépasser les raisonnements conventionnels qu'ils sont le plus efficaces (Rotmans 1998 : 158). Selon les termes de Clément Découflé (1980)[21], « *un bon scénario est par définition inacceptable. Il est là pour provoquer celui à qui on le présente, pour le forcer à remettre en question les hypothèses choisies. Un scénario est fait pour être récusé et, une fois rejeté, en nourrir un autre de ses propres dépouilles* ». Ce côté provocateur des scénarios doit être suffisamment présent pour que le point de vue des participants sur la problématique en question puisse évoluer, mais il ne doit pas être excessif : les scénarios doivent rester plausibles et consistants. Encore une fois, des arbitrages entre ces principes doivent être réalisés au moment de la construction des scénarios (Parson et al. 2007 : 5 ; van der Merwe 2008 : 16 ; Wollenberg et al. 2000 : 72 ; Heugens & van Oosterhout 2001 : 864 ; etc.).

[21] Cité dans Godet ([1997] 2007 : 109).

4.1.3 Les éléments clés des scénarios

D'après Alcamo & Henrinchs (2009 : 16), on peut distinguer quatre éléments basiques et communs à toute application de l'approche des scénarios : (i) une représentation de la situation initiale du système étudié ; (ii) plusieurs facteurs d'évolution ; (iii) une description des développements envisageables du système ; et (iv) plusieurs images du futur de ce système. A cette liste, nous ajoutons un cinquième élément : (v) un titre distinctif.

4.1.3.1 Une (ou des) représentation(s) de la situation initiale

Le premier élément clé de tout scénario est une représentation de la situation initiale du système en question (Rotmans et al. 2000 : 811). Cette représentation doit contenir en principe une explication de la façon dont le système a évolué par le passé et est arrivé, au fil du temps, à l'état présent ou celui à partir duquel les scénarios vont se déployer (Henrichs et al. 2010 : 199). Cette représentation de la situation initiale joue donc le rôle d'un diagnostic à la fois sur le fonctionnement du système et sur les forces qui s'exercent sur lui de façon dynamique (Poux 2005 : 161). Or très souvent, cet état actuel ou initial du système ne peut être représenté que de façon plurielle et conditionnelle, et fait l'objet d'interprétations disparates parmi lesquelles aucune ne s'impose à toutes les autres pour l'ensemble des acteurs. Comme le rappelle van der Heijden (1996 : 189) par exemple, une même crise économique peut être interprétée de façons très diverses : elle peut être appréhendée selon des cycles structurels dans lesquels des phases de récession et d'expansion se succèdent régulièrement les unes aux autres ; elle peut aussi être perçue comme le résultat d'une concurrence accrue par les pays émergents, à l'origine d'une hausse du chômage et *a fortiori*, d'un processus de désindustrialisation ; etc. Un même fait (la crise économique) peut donc donner lieu à des interprétations divergentes sur ce qui est en train de se passer dans le présent. Et chacune de ces interprétations peut être à l'origine d'un développement futur particulier du système économique (*ibidem* : 101). Dans ce sens, et comme le précise Godet (2010 : 1461), « *le passé est aussi multiple et incertain que le futur, et les historiens ont essentiellement la même tâche que les futuristes. La seule différence est que le passé a eu lieu et qu'il est en partie connu. Les historiens renouvellent sans cesse une mosaïque dans laquelle il manque toujours des pièces. (…) La clef est de comprendre que le passé et le futur existent uniquement à travers nos représentations* ». Les mots de Godet sont d'autant plus pertinents qu'aujourd'hui la plupart des projets mobilisant des scénarios conçoivent les temps présent et passé comme des faits univoques et incontestables, contrairement au futur, qui est plutôt considéré comme inconnu et incertain. Les faits, même ayant eu lieu, peuvent être perçus de façon dissemblable selon les significations que les acteurs leur attachent et les croyances que ces derniers mobilisent. Et cette pluralité de significations attachées à une même « réalité » versatile et mouvante entre les différentes catégories d'acteurs, peut être facilement à l'origine de conflits entre ces derniers. La clarification de ces conflits, ou tout au moins leur mise en exergue, devrait devenir alors une pièce centrale de l'élaboration des scénarios.

4.1.3.2 Les facteurs d'évolution ou « forces motrices » (driving forces)

Il s'agit des éléments qui font que l'intrigue d'un scénario puisse se dérouler, se déployer dans le temps (Schwartz 1991 : 107)[22]. De façon plus concrète, on peut définir les forces motrices comme les facteurs, les variables ou les processus qui influencent les développements futurs et les dynamiques d'un système particulier (Gallopín et al. 1997 : 8 ; Alcamo 2001 : 8). Les forces motrices influencent la trajectoire d'un système, mais ne le déterminent pas (Gallopín & Rijsberman 2000 : 18). Une fois qu'elles ont été identifiées, ces forces motrices jouent un rôle central dans le développement des scénarios (Chermack 2011 : 128).

De manière générale, la littérature distingue d'un côté, les forces motrices « endogènes » (ou « intrinsèques »), pouvant être plus ou moins influencées par les acteurs locaux ; et d'un autre côté, les forces motrices « exogènes » (ou « extrinsèques »), dont l'évolution échappe complètement aux parties prenantes (Bürgi et al. 2004 : 859 ; Henrichs et al. 2010 : 191).

Par ailleurs, les forces motrices peuvent être aussi distinguées selon un critère thématique. Ainsi, par exemple, la classification dite « STEEP » propose cinq catégories principales de facteurs : Socioculturels, Technologiques, Economiques, Environnementaux et Politiques (Shwartz 1991 : 110). Des classifications semblables à celle-ci sont proposées entre autres par Gallopín & Rijsberman (2000 : 18) ; Özkaynak (2008 : 55) ou encore de Montgolfier et al. (2002 : 139). Les classifications de type STEEP permettent de créer simplement et rapidement une perspective holistique et multidimensionnelle de l'ensemble des forces motrices ayant une influence sur la problématique étudiée (Maack 2001 : 69). Cette catégorisation peut impliquer cependant une simplification excessive et ignorer des nuances importantes (par exemple, certaines forces motrices sont à cheval sur plusieurs catégories).

Il est aussi possible de distinguer les forces motrices selon leur degré d'incertitude. La littérature différencie ainsi les « éléments prédéterminés », qui répondent à des tendances lourdes et partiellement prédictibles ; et les « incertitudes majeures » ou « critiques » (*critical uncertainties*), dont l'issue est largement inconnue (Shwartz 1991 : 112 ; Schoemaker 1991 : 553-554). Les premières se manifestent de manière semblable dans tous les scenarios et ne dépendent donc pas d'un enchaînement particulier d'évènements. Leur issue est en principe facilement identifiable[23]. Parfois, on peut même leur attribuer des probabilités (Postma & Liebl 2005 : 163). Il peut s'agir de phénomènes à évolution lente (croissance démographique, développement de ressources, etc.) ; de situations de contrainte (par exemple, les plans de rigueur appliqués par les pays recevant des aides du FMI) ; ou encore, de processus déjà en cours (comme le vieillissement de la population européenne). Au contraire, les incertitudes critiques correspondent à des forces motrices dont le poids sur l'évolution du système est très important et dont l'issue, comme nous l'avons dit, reste en grande partie incertaine (Ogilvy & Schwartz 1998 : 4). A titre d'exemple, dans le domaine forestier, Wollenberg et al. (2000 : 69) évoquent les exemples suivants d'éléments prédéterminés : l'accroissement démographique, l'évolution de la surface forestière et le développement des

[22] Ainsi, par exemple, dans l'histoire de *Roméo et Juliette*, les forces motrices sont : l'amour que les deux personnages principaux ont l'un pour l'autre, le sentiment de responsabilité qu'ils ont envers leurs familles respectives et la rivalité profonde qui existe entre celles-ci (*ibidem*).

[23] Comme le souligne Özkaynak (2008 : 55), des éléments peuvent être prédéterminés mais contenir cependant des doses d'incertitude. Le réchauffement climatique, par exemple, est aujourd'hui largement accepté mais ses impacts sont eux inconnus.

infrastructures routières. Selon ces auteurs, des exemples d'incertitudes critiques dans ce même domaine seraient : l'apparition de nouveaux débouchés pour les produits forestiers, l'introduction de nouvelles technologies de récolte, ou encore l'implémentation de nouvelles politiques de soutien aux propriétaires forestiers.

En outre, le MA (2005 : 176) a quant à lui différencié les forces motrices « directes » (influençant de manière explicite l'évolution d'un système) et les forces motrices « indirectes » (opérant de façon plus diffuse, en altérant d'autres forces motrices directes). Il s'agit d'une distinction largement reprise dans la littérature scientifique.

Enfin, Maxim & Spangenberg (2009 : 45) ont catégorisé les forces motrices anthropogéniques selon trois niveau distincts de déploiement : « un niveau primaire », qui concerne les processus socio-économiques (y compris les idéologies ou les modes de vie) ; « un niveau secondaire », qui se réfère aux processus politiques et aux régulations ; et « un niveau tertiaire », qui a trait aux pratiques de gestion quotidiennes.

Quelle que soit l'approche suivie dans le développement des scénarios, les forces motrices sont généralement appréhendées en trois temps distincts. Premièrement, sont recensés tous les facteurs caractérisant le système étudié et son environnement. A ce stade, l'objectif est d'être le plus exhaustif possible : en principe, aucun facteur n'est donc exclu. Deuxièmement, sont identifiées (de façon plus ou moins formalisée et/ou participative), les « forces motrices clés » (*key driving forces*), c'est-à-dire les forces motrices jouant un rôle déterminant dans l'évolution du système analysé. Enfin, dans un troisième temps, sont décrites les relations existantes entre ces forces motrices clés : la forme qu'elles adoptent (positive/négative, simple/réciproque, etc.) ; leur intensité (lorsque cela est possible) ; etc. C'est à partir de ces relations que les scénarios sont construits.

4.1.3.3 Une description des changements

Les changements qui composent le contenu d'un scénario sont basés sur des hypothèses portant sur la façon dont les forces motrices interagissent entre elles, ainsi que sur l'impact que ces interactions ont sur le système étudié. Les logiques propres à chaque scénario doivent rendre explicite une composition particulière des forces motrices et des différentes directions que celles-ci peuvent prendre ; le tout en créant des histoires plausibles, créatives et consistantes. Souvent, les relations dynamiques identifiées entre les différentes forces motrices sont représentées à travers des diagrammes (Schoemaker 1991 : 553 ; de Jouvenel 1999 : 14). Précisons enfin que la forme sous laquelle sont présentés les changements du système étudié peut varier significativement selon les cas de figure : ils peuvent être décrits aussi bien à travers des chiffres, que par le biais de graphiques, d'images ou de phrases (Henrichs et al. 2010 : 200).

4.1.3.4 Plusieurs images futures

Les scénarios doivent contenir une description détaillée de plusieurs futurs alternatifs découlant des hypothèses réalisées par rapport aux facteurs d'évolution et leur transformation dans le temps.

4.1.3.5 Un titre distinctif

En règle générale, chaque scénario doit avoir un titre permettant d'identifier immédiatement sa logique interne (Schwartz 1991 : 234). Dans ce sens, et comme le soulignent Ogilvy & Schwartz

(1998 : 17) ou Peterson et al. (2003 : 362), plus les titres assignés sont frappants et facilement mémorisables, plus l'exercice a des chances d'avoir un impact dans la prise de décisions. Les exemples dans la littérature sont nombreux. Par exemple, les scénarios proposés par le *Global Scenario Group* sont dénommés : « Scénario de référence », « Les réformes politiques », « L'effondrement », « Le monde-forteresse », « L'eco-communautarisme » et « Le nouveau paradigme de durabilité » (Gallopín et al. 1997). La tâche qui consiste à nommer les scénarios n'est pas simple et, dans certains cas, lorsqu'un accord semble impossible, il peut être préféré de choisir des titres le plus neutres possibles. C'est le choix qui a été fait par exemple pour les scénarios globaux du SRES-GIEC, finalement désignés à travers de lettres et des chiffres : A1, B1, A2 et B2[24].

4.1.4 Pertinence des scénarios dans la gestion des systèmes socio-écologiques

En termes d'évaluation, l'approche des scénarios permet de composer avec plusieurs des caractéristiques des systèmes socio-écologique, et notamment avec : (i) l'incertitude ; (ii) la complexité (ontologique et épistémologique) ; (iii) la transversalité et (iv) le pluri-chronisme. Dans les paragraphes suivants nous explicitons le sens de chacune ces différentes « caractéristiques ». Nous présenterons ensuite les principales réponses apportées par l'approche des scénarios aux défis posés par ces éléments vis-à-vis de leur évaluation et de leur gestion (tableau 4.2).

L'incertitude associée aux systèmes socio-écologiques se réfère aussi bien à l'incapacité de connaitre et décrire parfaitement les interactions qui les caractérisent, qu'à l'indétermination associée à leurs développements futurs (Alcamo & Henrichs 2008 : 15). Il est important de préciser que cette indétermination peut découler soit de l'*ignorance*, soit de la survenance de *surprises* liées à la turbulence intrinsèque des processus d'évolution ou à des effets *hystériques* en cas de dépassement de certains seuils critiques, soit encore de la *volonté humaine* (le futur étant largement dépendant de choix humains qui n'ont pas été encore réalisés) (Raskin et al. 2002 : 11).

La complexité « ontologique », dite aussi « physique » (van den Hove 2000 : 461) ou « écologique » (Wittmer et al. 2006 : 1), découle du fonctionnement de l'écosphère. Celle-ci est caractérisée par des dynamiques non-linéaires (impliquant des discontinuités et des impacts parfois irréversibles), d'innombrables interactions et des effets de concaténation entre les différents sous-systèmes qui la composent. Cette complexité met en relief les limites de toute analyse parcellaire et excessivement déterministe. De son côté, la complexité « épistémologique » ou « sociale » se réfère à la diversité de perspectives à travers lesquelles un même problème peut être appréhendé.

L'idée de transversalité souligne le fait que les systèmes socio-écologiques concernent simultanément plusieurs domaines de l'activité humaine : production industrielle, consommation, innovations technologiques, production agricole, transports, réglementations, loisirs, etc.

Enfin, le pluri-chronisme fait référence à la dissociation existante entre d'un côté, l'inertie des processus vivants (se déployant sur le long terme, voire le très long terme) et d'un autre côté, l'immédiateté de certains impacts ou l'urgence des décisions à prendre (Gallopín et al 1997 : 9 ; Kates et al. 2001 : 641).

[24] Il est intéressant de noter que ce choix n'a pas empêché cependant l'apparition de dénominations officieuses mais très largement répandues. Il est en effet admis dans la littérature que les indicatifs A et B signifient « économique » et « environnement » respectivement, tandis que les indicatifs 1 et 2 signifient eux « global » et « régional » (de Vries 2005 : 386).

Tableau 4.2 : Pertinence de l'approche des scénarios dans l'évaluation des systèmes socio-écologiques

	Défis	Pertinence de l'approche des scénarios par rapport aux défis posés par les systèmes socio-écologiques
INCERTITUDE	- Considération explicite des incertitudes - Prise en compte du poids des choix humains - Intégration des acteurs dans l'évaluation	- Dans l'approche des scénarios l'incertitude n'est ni ignorée, ni perçue comme un obstacle ; au contraire, elle est plutôt considérée comme une opportunité de tolérance, d'humilité, d'apprentissage social et de créativité (Peterson et al. 2001 : 359). A ce titre, elle est placée au cœur de la réflexion. Un élément clef dans le processus de construction des scénarios est l'identification des incertitudes critiques (*critical uncertainties*) qui seront à la base des différentes *narratives* développées (Jaeger et al. 2007 : 27). - Les scénarios soulignent l'importance des décisions humaines (choix de développement, valeurs dominantes, etc.) dans l'évolution des systèmes socio-écologiques Berkhout et al (2002 : 85). Ces aspects sont souvent à la base des scénarios proposés et le cas échéant, apportent du contenu aux axes qui permettent de différencier les scénarios (voir par exemple : Peterson et al. (2003 : 8)). - Aujourd'hui, les scénarios permettent de « démocratiser » l'incertitude en la plaçant dans les mains des non-experts.
COMPLEXITE ONTOLOGIQUE	- Intégration d'informations qualitatives et quantitatives - Incommensurabilité technique - Approche systémique	- De par leur nature et la forme qu'ils adoptent, les scénarios facilitent particulièrement la combinaison d'éléments qualitatifs et de données quantitatives issues d'exercices de modélisation (Rotmans 1998 : 160). Un nombre croissant d'études se focalisent d'abord sur la construction de *narratives* (mobilisant des valeurs, des croyances et des justifications particulières), puis sur leur illustration à travers des modèles quantitatifs. - Les scénarios mobilisent des informations provenant de plusieurs domaines scientifiques et les intègrent (sans les agréger) dans des logiques globales cohérentes. L'intégration de cette diversité d'informations (par rapport aux sources, aux unités de valeurs, au langage) est facilitée notamment par l'usage de *narratives*. - Les scénarios décrivent des développements futurs d'un système. Ils s'intéressent notamment aux interactions entre les différents sous-systèmes (à la nature de ces relations, à leur intensité, etc.).
COMPLEXITE EPISTEM.	- Intégration des acteurs et de leurs visions dans la démarche - Incommensurabilité sociale	Dans le domaine de la gestion environnementale, la construction des scénarios débute généralement par un travail de terrain de type sociologique à travers lequel sont identifiés les principales catégories d'acteurs, l'histoire locale, les conflits passés et latents, les relations de pouvoir entre les acteurs, etc. (Heinrichs et al 2010 : 55). De plus en plus, des informations sont fournies aux acteurs engagés dans le processus afin qu'ils puissent juger et éventuellement critiquer le raisonnement, les modèles ou les données qui justifient les scénarios (Parson et al. 2007 : 4).
TRANSVERSALITE	- Multi-dimensionnalité - Interdisciplinarité	Les scénarios partent du constat élémentaire que les problèmes sociétaux ne peuvent pas être réduits à une seule et unique dimension et qu'ils ne peuvent pas être correctement appréhendés lorsqu'ils sont « découpés en rondelles », selon les principes de chacune des différentes disciplines scientifiques (de Jouvenel 1999 : 9). Les scénarios proposent d'appréhender ces problèmes de façon systémique, en considérant l'ensemble de leurs aspects et de leurs variables, quelle que soit leur nature. Les scénarios esquivent le réductionnisme en proposant des descriptions alternatives du futur basées ou illustrées par des unités de mesure distinctes et non agrégées.
PLURI-CHRO.	- Gestion de plusieurs temporalités dissemblables	La flexibilité de l'approche des scénarios facilite la prise en compte de plusieurs temporalités pour un même système : une même démarche peut considérer des tendances lourdes et lentes, des éléments de rupture, etc. Lorsque cette dissemblance dynamique pose des problèmes aux modèles utilisés, les *narratives* peuvent s'avérer très utiles (Spangenberg 2007, Maxim 2009, Rodriguez-Labajos 2009 ; etc.).

4.2 Caractérisation des « avenirs du feu » dans les Maures

Après avoir présenté l'approche des Scénarios Environnementaux et vu ce qu'ils peuvent apporter par rapport à l'évaluation des systèmes socio-écologiques, nous proposons dans cette deuxième section une typologie des différents critères permettant la caractérisation de chaque application de l'approche **(sous-section 4.2.1)**. Nous appliquerons ensuite cette liste (sous la forme d'une espèce de carte d'identité) à nos « scénarios de vie avec le feu dans les Maures » **(sous-section 4.2.2)**.

4.2.1 Vers une typologie globale des critères de caractérisation des scénarios

La littérature fournit de nombreuses typologies permettant de classifier les scénarios à travers une multitude de critères différents (voir par exemple : Bunn & Salo 1993 ; Godet & Roubelat 1996 ; Rotmans 1998 ; Alcamo 2001 ; Berkhout et al. 2002 ; van Notten et al. 2003 ; Swart et al. 2004 ; Postma & Liebl 2005 ; Börjeson et al. 2006 ; Parson et al. 2007 ; Bishop et al. 2007 ; Biggs et al. 2007 ; Wilkinson & Eidinow 2008 ; Mahmoud et al. 2009 ; etc.). La plupart de ces typologies sont cependant partielles et ne considèrent qu'un nombre limité de critères de distinction. A ce jour, la tentative de classification la plus complète est celle de van Notten et al. (2003).

Dans notre travail, nous proposons de retenir une quinzaine de critères grâce auxquels une fiche d'identité complète et structurée permettra d'identifier les caractéristiques majeures de toute application de l'approche des Scénarios Environnementaux. Une telle démarche s'avère indispensable face à la diversité de définitions, de procédures et de motivations qui caractérise la littérature sur les scénarios (d'autant plus que cette littérature s'accroît considérablement depuis quelques années) (Bradfield et al. 2005 ; Varum & Melo 2010).

Dans notre typologie, nous distinguons trois grandes catégories de critères (voir tableau 4.3) :

(1) les **méta-critères** ont trait aux principes et aux motivations de base sur lesquels les scénarios sont construits et développés. Ce sont des critères pertinents par rapport à la conception globale des scénarios et à la façon dont ils sont imaginés théoriquement, indépendamment de leur contenu concret. Ces critères se réfèrent entre autres, au positionnement épistémologique de l'équipe qui encadre la construction des scénarios, ainsi qu'au contexte théorique et pratique dans lequel ces derniers sont élaborés.

(2) les **critères situationnels** nous permettent de nous positionner par rapport à toute application de l'approche des scénarios et ce, dans une échelle aussi bien temporelle que spatiale. Ces critères se réfèrent donc aux frontières géographiques et temporelles des scénarios, mais aussi à la façon dont le temps et l'espace sont considérés à l'intérieur de ces frontières, c'est-à-dire au caractère plus ou moins dynamique des scénarios et à la considération (ou pas) de plusieurs échelles d'analyse.

(3) enfin, les **critères matériels** font référence à l'objet des scénarios en tant que tel. Ces critères se réfèrent aux caractéristiques concrètes des scénarios, à leurs traits immédiatement visibles. Il s'agit entre autres, de la problématique traitée, du type d'information mobilisée, des facteurs d'évolution retenus, etc. Ce sont donc des critères qui ont trait au contenu substantiel des scénarios.

Dans les pages qui suivent, nous proposons une typologie structurée autour des 15 critères présentés dans le tableau 4.3. Cette typologie nous permettra *a posteriori* de caractériser formellement et de façon très précise l'application de l'approche que nous avons faite dans notre travail de recherche (sous-section 4.2.2). Les catégories proposées sont basées dans la plupart des cas sur des typologies antérieures. Certaines catégories admettent donc plusieurs noms ou étiquettes selon les auteurs cités. Dans un souci d'exhaustivité, nous avons fait le choix de toutes les retenir.

Tableau 4.3 : Les 15 critères de caractérisation des scénarios

Méta-critères	1. type d'appréhension du futur 2. contexte de déploiement 3. épistémologies sous-jacentes 4. logiques d'élaboration 5. type de rationalité 6. degré de participation envisagé
Critères situationnels	7. point de départ 8. caractère plus ou moins dynamique 9. horizon temporel 10. échelles géographiques
Critères matériels	11. objet d'étude 12. type d'information 13. considération (ou pas) d'évènements extrêmes 14. degré de déviation 15. facteurs d'évolution considérés

Source : auteur

4.2.1.1 Les Méta-critères

1. L'appréhension du futur

- Scénarios de prédiction (ou d'extrapolation)[25] : ces scénarios tentent de formuler le futur tel qu'il est espéré se produire : leur objectif est donc de répondre à la question suivante : « *que va-t-il se passer* ? ». Les notions de probabilité et d'espérance jouent un rôle capital, dans la mesure où ce sont ces éléments qui vont déterminer le futur le plus vraisemblable. Börjeson et al. (2006 : 726) proposent deux sous-catégories différentes : d'un côté, les « scénarios de prévision » (*forecasting scenarios*) et d'un autre côté, les « scénarios hypothétiques » (*what-if scenarios*). Selon ces auteurs, dans les « scénarios de prévision », le futur est conçu comme un continuum du passé et les tendances les plus probables sont supposées se poursuivre dans le temps. Au contraire, les « scénarios hypothétiques » basent leurs prédictions sur des événements ponctuels pouvant

[25] Pour certains auteurs, ces scénarios ne sont pas de « vrais » scénarios, juste des prédictions.

bouleverser de manière significative les tendances présentes. Dans cette deuxième sous-catégorie, les prédictions sont donc réalisées à partir de chocs envisageables par rapport au système étudié.

- Scénarios d'exploration (ou descriptifs) : ces scénarios cherchent à répondre à la question suivante : « *que peut-il se passer* ? ». L'objectif est d'explorer l'ensemble des futurs possibles en considérant des facteurs d'évolution aussi bien exogènes qu'endogènes. Börjeson et al. (2006 : 727) distinguent à nouveau deux sous-catégories différentes : d'un côté, les « scénarios externes » (*external scenarios*), et d'un autre côté, les « scénarios stratégiques » (*strategic scenarios*). Les premiers sont focalisés sur des facteurs exogènes qui échappent dans une large mesure, voire complètement, au contrôle des acteurs locaux. Au contraire, les « scénarios stratégiques » sont eux basés principalement sur des facteurs endogènes (internes au système étudié) et donc potentiellement maîtrisables par les acteurs.

- Scénarios de prescription (ou normatifs) : ici, la question qui se pose est : « *comment atteindre un objectif particulier* ? ». Ces scénarios reflètent ce qui est désirable et ce qui ne l'est pas, ce qui est bon et ce qui ne l'est pas. Ils prennent comme point de départ un état futur (in)désirable, puis explorent comment (ne pas) y arriver (Rotmans 1998 : 159). Ils impliquent donc l'inclusion de normes[26]. A nouveau, il est possible de distinguer deux sous-catégories : d'un côté, les « scénarios de continuité » (*preserving scenarios*), et d'un autre côté, les « scénarios de transformation » (*transforming scenarios*). Dans les « scénarios de continuité », sont étudiés les ajustements nécessaires pour qu'un objectif particulier puisse être atteint dans le futur à partir d'une situation présente déterminée. Les « scénarios de transformation », eux, cherchent plutôt à identifier la façon dont un objectif futur peut être atteint lorsque les changements nécessaires sont bloqués ou empêchés par le système actuel (Börjeson et al. 2006 : 728). Enfin, il est important de souligner que les scénarios de prescription, de par leur nature, peuvent facilement entraîner une surestimation de la capacité des acteurs à influencer le futur (Berkhout et al. 2002 : 86).

2. Le contexte de déploiement des scénarios (Zurek & Henrichs 2007 : 1285)

- Scénarios de recherche : appliqués dans le domaine de la recherche, ces scénarios adoptent souvent la forme d'un outil d'exploration d'un système complexe à travers la compréhension des relations existantes entre différentes variables et facteurs d'évolution.

- Scénarios informationnels : ces scénarios permettent de structurer, de transmettre et d'illustrer des perceptions différentes sur des développements futurs alternatifs.

- Scénarios d'aide à la décision : dans ce contexte, enfin, les scénarios informent une décision d'ordre stratégique en fournissant une plateforme de réflexion autour des implications futures de plusieurs alternatives et en éclaircissant les conflits existants entre plusieurs opinions et visions du monde.

[26] Comme l'ont souligné plusieurs auteurs, les scénarios de prescription ne sont pas les seuls à introduire de normes dans leur élaboration. Tous les scénarios le font de façon plus ou moins explicite ; tous contiennent des valeurs et des jugements extrascientifiques (Gallopín et al. 1997 : 9 ; Berkhout et al. 2002 : 88 ; Swart et al. 2004 : 141 ; etc.).

Bien sûr, parfois la frontière entre ces catégories est floue : il est possible de catégoriser une même application à travers deux (voire trois !) étiquettes différentes. C'est le cas notamment des projets menés par des centres de recherche et appliqués dans le terrain.

3. Les épistémologies sous-jacentes (Wilkinson & Eidinow 2008)

- Scenarios objectivistes : dans ces scénarios, l'environnement est appréhendé comme une entité objective, quantifiable et indépendante des valeurs et des jugements des acteurs. Le futur est compréhensible et identifiable à travers l'analyse des faits connus et des connaissances disponibles. Ces scénarios sont généralement basés sur des données quantitatives et leur légitimité dépend de la précision et de la rigueur des modèles appliqués.

- Scénarios constructivistes : ces scénarios prêtent une attention particulière aux rapports des acteurs avec leur environnement. L'accent est mis sur l'interprétation et les significations, plus que sur les événements eux-mêmes. Les informations qualitatives jouent ici un rôle central. Les scénarios sont perçus principalement comme une base pour le dialogue, le partage des connaissances et l'apprentissage collectif. Dans les faits, la construction de ces scénarios passe par la mise en œuvre de processus participatifs, notamment des réunions de groupe visant un consensus entre les acteurs.

- Scénarios réflexifs-interventionnistes : enfin, selon Wilkinson & Eidinow (2008 : 9) un troisième type de scénarios regrouperait et enrichirait les deux catégories précédentes. Ces scénarios seraient basés sur des connaissances très variées allant de la modélisation formalisée jusqu'à des savoir-faire locaux non axiomatisés. Ils prendraient en compte aussi bien des descriptions de l'environnement *per se* (lorsque cela est possible), que des interprétations subjectives propres aux acteurs. Ces scénarios se distingueraient aussi par leur volonté de cultiver le pluralisme sans forcément trouver une solution consensuelle entre les acteurs. Il semble évident à la lecture de ces auteurs que cette troisième catégorie de scénarios correspond en fait à une situation idéale synthétisant les avantages des deux premières catégories présentées (et donc préférable à celles-ci). Dans les faits, cependant, sa réalisation peut demander des moyens extrêmement importants et peut s'avérer très compliquée (notamment au niveau de l'intégration de plusieurs épistémologies concomitantes).

4. La logique suivie dans l'élaboration et le développement des scénarios

- Scénarios inductifs : dans ces scénarios, l'état final qui est décrit est induit progressivement à partir de la mise en commun et l'enchaînement d'événements au sein d'une histoire plausible, et donc vraisemblable. Les processus de création et de développement sont relativement peu systématisés et reposent principalement sur la capacité d'un groupe de participants à faire preuve de créativité et d'imagination et à se mettre d'accord (Ogilvy & Schwartz 1998 : 4). La structure des scénarios émerge par elle-même, pas à pas, selon les informations et les capacités disponibles (van der Heijden 1997 : 196). Les approches inductives sont difficiles à coordonner et structurer, mais peuvent donner lieu à des scénarios moins formatés, moins ordinaires, que ceux découlant d'une démarche de type déductive (Henrichs et al. 2010 : 215). Ici encore, on peut distinguer deux sous-catégories (Ogilvy & Schwartz 1998 : 4) : les scénarios construits à partir d'événements emblématiques et les scénarios incrémentaux. Dans le premier cas, les scénarios sont construits à partir de la description d'événements individuels (on parle souvent d'évènements « emblématiques » ; il s'agit d'éléments pouvant bouleverser significativement l'état actuel des choses et donc, de déterminer une trajectoire

particulière). Une fois ces événements identifiés, le processus consiste à les développer en créant plusieurs histoires différentes. Dans le deuxième cas de figure, la construction des scénarios consiste plutôt à déterminer un « futur officiel » (correspondant le plus souvent à l'image du futur que se font les décideurs, ou à un scénario de type *business as usual*), et de le contraster à plusieurs scénarios alternatifs (Henrichs et al. 2010 : 216). Certains auteurs parlent alors de scénarios « incrémentaux » (van der Heijden 1997 : 210). L'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) a utilisé cette technique dans la création de ses scénarios sur l'impact des processus socio-économiques sur l'environnement (EEA 2005 : 10).

- Scénarios déductifs : dans ces scénarios, l'état final qui est décrit est pré-identifié à partir de l'analyse et le croisement des facteurs d'évolution. L'enchaînement des événements est donc construit *a posteriori*, dans le but de transformer ces états finals en vrais scénarios. Dans les scénarios déductifs, par ailleurs, le processus de création est structuré au préalable ; les informations disponibles sont ensuite intégrées dans ce cadre référentiel pour permettre la construction des scénarios. L'approche déductive est généralement structurée en trois ou quatre étapes principales (van Notten 2006 : 11 ; Jäger et al. 2007 : 20) : (1) l'identification des enjeux, des acteurs et des caractéristiques générales des scénarios ; (2) l'identification des facteurs d'évolution, des incertitudes et des logiques de chaque scénario ; (3) la priorisation des facteurs les plus pertinents ; (4) la description des *narrative*s et de leurs implications sur les enjeux identifiés.

5. Les rationalités (Biggs et al. 2007)

- Scénarios focalisés sur le processus : dans ces scénarios, le processus de création et de développement est aussi important (voire plus) que le résultat final. En règle générale, ce genre de scénarios implique un certain degré de participation (Kok et al. 2006a : 265).

- Scénarios focalisés sur le produit final : au contraire, ces scénarios attribuent une importance majeure à l'output de la démarche, à ce qui est finalement produit. Ici, l'emphase est mise dans la version finale des scénarios tels qu'ils seront communiqués aux décideurs et vulgarisés à l'ensemble de la population.

Comme on peut le constater, la distinction proposée par Biggs et al. (2007) s'inspire largement des concepts de rationalité « substantielle » et de rationalité « procédurale » proposés par Simon (1976 : 131)[27].

6. Le degré de participation

- Scénarios participatifs : ces scénarios impliquent la participation d'acteurs dans leur processus de création et/ou de développement. A partir de la classification générale proposée par Arnstein (1969), on peut distinguer quatre niveaux de participation envisageables dans la construction de scénarios :

1) *information* : les acteurs jouent un rôle passif ; ils se limitent à recevoir les scénarios dans leur version finale.

[27] Voir Faucheux et al. (1993) pour une association possible des différents concepts de rationalité proposés par Simon avec le paradigme de la soutenabilité.

2) *consultation* : les acteurs ont accès à des versions préliminaires des scénarios qu'ils peuvent commenter et par rapport auxquelles ils peuvent apporter des informations supplémentaires.
3) *co-design* : les acteurs participent activement à la conception des scénarios, mais ne prennent pas de décision.
4) *codécision* : les acteurs participent activement au processus de création des scénarios et décident lorsque des choix doivent être faits.

De façon générale, la participation de différentes catégories d'acteurs dans la création de scénarios peut permettre de : (i) mieux partager les divers types de connaissances entre les acteurs, notamment en considérant l'expérience et le vécu de l'ensemble des participants ; (ii) tisser des liens entre le monde scientifique, les décideurs, les lobbies et la société civile ; (iii) faciliter la communication et la compréhension entre les experts et les autres acteurs ; (iv) augmenter la légitimité et la pertinence des scénarios (EEA 2007 : 10 ; Jäger et al. 2007 : 14 ; Biggs et al. 2007 : 1).

Par rapport aux techniques participatives utilisées, Kok et al. (2006b : 288) distinguent deux manières principales dont les acteurs peuvent être engagés dans la construction des scénarios : soit à travers des entretiens individuels, soit par le biais de réunions de groupe. Chacune de ces deux options présente des avantages particuliers. Les entretiens individuels permettent tout d'abord d'engager un nombre élevé d'acteurs à travers une procédure commune et systématiquement applicable, ce qui peut donner un caractère plus scientifique à la démarche. Par ailleurs, les entretiens peuvent permettre aussi aux acteurs qui ont le moins de pouvoir (et donc pour qui il est plus difficile de s'affirmer dans un atelier collectif), d'expliquer en détail leur perspective et leurs intérêts. Comme le soulignent Wollenberg et al. (2000 : 71), très souvent, les acteurs invités à exprimer leurs idées face à des acteurs plus puissants ont du mal à extérioriser leur créativité et finissent généralement par donner les réponses qu'ils pensent « devoir » donner. De leur côté, les réunions de groupe sont, elles, censées rendre plus faciles : l'émergence d'une vision commune sur le problème en question, l'interaction entre les acteurs sociaux et la découverte des autres points de vue (Kok et al. 2006b : 289).

- Scénarios non participatifs : ces scénarios sont construits par l'équipe porteuse du projet toute seule ou avec la collaboration des seuls scientifiques et/ou experts de terrain. D'après Mahmoud et al. (2009 : 801), ces scénarios favorisent l'incorporation et l'intégration d'une grande quantité d'informations scientifiques et peuvent simplifier la construction d'un consensus au sein de la communauté scientifique.

4.2.1.2 Les critères situationnels

7. Le point de départ

- Scénarios prospectifs (*forecasting scenarios*) : dans cette catégorie de scénarios, le point de départ correspond à la situation présente du système étudié. Ils ne sont donc pas assujettis à un objectif prédéterminé (Jäger et al. 2007 : 15). Il s'agit en règle générale de scénarios d'exploration (van Notten et al. 2003 : 429). Leur construction répond souvent (mais pas toujours) à une démarche de type inductif (Biggs et al. 2007 : 4).

- Scénarios rétrospectifs (*backcasting scenarios*) : ces scénarios prennent comme point de départ une situation future. Le plus souvent, ils explorent les chemins qui doivent être empruntés pour arriver à un futur désiré. Il s'agit donc généralement de scénarios normatifs (van Notten et al. 2003 : 429)[28].

8. Le caractère plus ou moins dynamique

- Scénarios dynamiques (*chain scenarios*) : ces scénarios décrivent le développement d'une situation présente jusqu'à un état futur final ; ils expliquent l'enchaînement des évènements, la progression de l'histoire sur laquelle chaque futur possible est basé. Ils sont souvent comparés à des films (van Notten et al. 2003 : 433). Plusieurs auteurs considèrent que seuls les scénarios dynamiques sont de vrais scénarios. C'est le cas notamment de Rotmans (1998 : 58) ou Maack (2001 : 81), pour qui les scénarios décrivent forcément des processus, des séquences d'événements sur une période de temps. De façon générale, on peut dire que les développements futurs peuvent être décrits de façon continue ou discontinue. Dans ce deuxième cas de figure, les scénarios peuvent par ailleurs contenir soit des descriptions statiques correspondant à des périodes différentes, soit plusieurs phases au sein desquelles plusieurs changements sont décrits (Kok et al. 2006 ; Grossmann 2006 ; etc.).

- Scénarios statiques (*snapshot scenarios*) : ces scénarios décrivent un état final sans détailler explicitement le déroulement de l'histoire. Ils sont souvent comparés à des photos prises au terme de l'horizon temporel considéré (van Notten et al. 2003 : 433).

9. Selon l'échelle temporelle

- Scénarios à court terme : la considération de l'échelle temporelle des scénarios ne peut être faite sans tenir compte du contexte spécifique de chaque application et des caractéristiques particulières du système étudié. Cela étant dit, de façon très générale, on peut considérer comme étant de court terme les scénarios dont l'horizon temporel va de 3 à 10 ans (van Notten et al. 2003 : 431). Un exemple typique est celui des scénarios dits « Mont Fleur », portant sur les évolutions possibles du système politique dans l'Afrique du Sud post-apartheid (GBN 1992).

- Scénarios à long terme : ces scénarios, qui constituent la majorité des applications de l'approche, impliquent la considération d'un horizon temporel de 25 ans ou plus.

10. Selon le nombre d'échelles considérées dans l'analyse

- Scénarios uni-scalaires : ces scénarios sont développés en considérant une seule échelle d'analyse. Van Notten et al. 2003 (431) distinguent quatre types de scénarios uni-scalaires : (1) les scénarios supranationaux ou globaux ; (2) les scénarios nationaux ; (3) les scénarios infranationaux ou régionaux ; (4) les scénarios locaux. A la lumière de la littérature, il apparait que ces derniers se sont

[28] Certains auteurs assimilent les scénarios rétrospectifs (*backcasting scenarios*) aux scénarios normatifs. Cependant, cette deuxième catégorie est plus grande que la première et couvre aussi une partie importante des scénarios prospectifs. En réalité, tous les scénarios contiennent, explicitement ou implicitement, une certaine dose de subjectivité (Gallopín et al. 1997 : 9 ; EEA 2000 : 9 ; Jäger et al. 2007 : 13). C'est pour cette raison que nous avons choisi de ne pas assimiler ces deux catégories et d'éviter ainsi la confusion qui peut en découler.

plutôt focalisés sur la communication et la réflexion collective entre les acteurs[29], tandis que les scénarios globaux, ont majoritairement été des scénarios d'exploration visant l'obtention de valeurs quantitatives le plus rigoureuses possibles (Biggs et al. 2007 : 5).

- Scénarios pluri-scalaires : cette catégorie de scénarios prend en compte au moins deux échelles différentes d'analyse (par exemple, nationale et globale). Ici encore, il est possible de distinguer deux sous-catégories différentes : d'un côté, les « scénarios intra-scalaires » et d'un autre côté, les « scénarios inter-scalaires ». Dans le premier cas, l'évolution de la problématique est appréhendée de façon séparée pour chacune des échelles retenues, de telle sorte que les liens existant entre les diverses échelles ne sont pas réellement analysés. Au contraire, dans le cas des « scénarios inter-scalaires », ces relations entre les échelles sont traitées de façon explicite. Précisons par ailleurs que l'intégration de plusieurs échelles peut se faire soit de manière unidirectionnelle (en ne considérant que l'influence qu'une échelle a sur une autre) ou bidirectionnelle[30], (c'est-à-dire, en concevant des influences réciproques entre au moins deux échelles géographiques différentes) (EEA 2000 : 9).

Enfin, selon Zurek & Henrichs (2007 : 1286), les « scénarios pluri-scalaires » bidirectionnels présenteraient plusieurs avantages : (i) ils permettraient tout d'abord d'analyser des problématiques où les développements futurs envisageables sont interdépendants entre plusieurs échelles ; (ii) ils permettraient également d'étudier de manière convenable les problématiques dans lesquelles le contexte global est tout aussi important que le contexte régional ou local, ce qui est le cas dans la plupart des conflits environnementaux ; (iii) ils faciliteraient par ailleurs la compréhension de l'impact réel que peuvent avoir les décisions prises au niveau d'une échelle déterminée, et ce, grâce à l'identification des facteurs externes et internes de chaque échelle ; (iv) enfin, ces scénarios sont censés permettre l'échange d'informations entre des acteurs opérant sur des échelles différentes.

4.2.1.3 Les critères matériels

11. Selon l'objet d'étude (van Notten et al. 2003)

- Scénarios thématiques : cette catégorie de scénarios se focalise sur une problématique concrète ou sur une série d'enjeux bien identifiés. Les exemples sont nombreux : le projet ALARM sur les risques à grande échelle sur la biodiversité (Spangenberg 2007) ; le projet VISIONS concernant les futurs possibles de l'Europe du point de vue de la soutenabilité (Rotmans et al. 2000) ; ou encore le projet MedAction sur le processus de désertification au nord de la région méditerranéenne (Kok et al. 2006).

- Scénarios territoriaux : ces scénarios explorent de façon générale et multithématique les futurs possibles d'un pays, d'une région ou d'une agglomération. Dans Grossmann (2006), par exemple, trois scénarios possibles sont présentés pour l'agglomération d'Hambourg (Allemagne).

[29] Selon Renn (1995), cité dans Biggs et al. (2007 : 5), cela peut être dû au fait que la diversité des acteurs engagés dans une démarche de scénarios est significativement plus importante à l'échelle locale.
[30] C'est le cas par exemple du projet VISIONS (Rotmans et al. 2000), dans lequel sont explicitement enchaînés plusieurs scénarios élaborés aussi bien à l'échelle régionale qu'européenne.

- Scénarios institutionnels : enfin, cette troisième sorte de scénarios se focalise sur une organisation particulière, sur un groupe ou sur un secteur déterminé. Les scénarios réalisés par Godet pour les groupes EdF et Elf constituent deux bons exemples.

12. Selon l'information mobilisée

- Scénarios qualitatifs : ils décrivent des développements futurs sous la forme de *narratives*, d'images ou de diagrammes (Henrichs et al. 2010 : 190). Leur utilisation est particulièrement conseillée dans l'analyse de situations complexes et incertaines (Jäger et al. 2007 : 14) et, plus généralement, lorsque toute l'information pertinente ne peut pas être quantifiée (Rotmans 1998 : 159 ; EEA 2000 : 8 ; van Notten et al. 2003 : 431). Ces scénarios sont le plus souvent basés sur des informations non axiomatisées comme par exemple : des visions du monde ; des connaissances locales ; l'intuition des acteurs ou des décideurs ; etc. En règle générale, l'information est recueillie à travers des processus participatifs dont la forme concrète peut varier significativement d'un cas à l'autre : *focus groups*, panels de citoyens, entretiens individuels, ateliers prospectifs, etc. (Biggs et al. 2007 : 4). Rien n'empêche cependant ces scénarios de reposer par ailleurs sur des données numériques transformées sous forme qualitative dans la description des futurs possibles du système étudié (voir par exemple : Peterson et al. (2003)). Les scénarios qualitatifs sont particulièrement efficaces dans l'analyse et l'exploration des valeurs sociales, des comportements et des motivations humaines. Souvent, ils facilitent aussi la présentation de l'information à une audience non scientifique (MA 2005 : 148). De façon générale, les scénarios qualitatifs permettent également de capter facilement l'imagination des acteurs auxquels ils sont destinés, et constituent une plateforme d'échange et de discussion efficace entre des acteurs appartenant à des domaines disciplinaires différents et ayant des perspectives hétérogènes (Gallopín & Rijsberman 2000 : 17). Certains auteurs soulignent par ailleurs la pertinence de ce type de scénarios vis-à-vis de l'intégration d'événements extrêmes, de surprises ou de changements d'un système à un autre (Swart et al. 2004 : 140 ; Kok et al. 2006 : 265). En ce qui concerne les inconvénients et limites de ce type de scénarios, il est important de souligner que le fait qu'ils ne fournissent pas de données numériques peut limiter dans certains cas leur reconnaissance scientifique (publications, légitimation par les pairs, etc.), ainsi que leur légitimité auprès des décideurs, ceux-ci étant souvent friands de projections quantitatives directement applicables (Alcamo 2001 : 10 ; EEA 2011 : 9). Enfin, le caractère volontairement peu structuré de la plupart de ces scénarios peut aussi limiter leur reproductibilité (Kok et al. 2006 : 266).

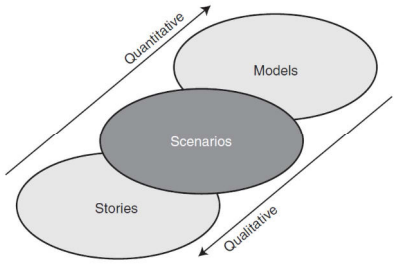
- Scénarios quantitatifs : il s'agit d'estimations numériques présentées le plus souvent sous la forme de tableaux, de graphiques ou de cartes. Ils reposent en règle générale sur des observations scientifiques formalisées et introduites dans des logiciels de simulation informatique ou des modèles économétriques (van Notten et al. 2003 : 431 ; Henrichs et al. 2010 : 190). Ces scénarios prennent aussi souvent la forme de projections spatiales (voir par exemple : Rousenvell et al. (2005)). Le principal avantage de ces scénarios est la création de données numériques pouvant être associées aux différents scénarios. Cela constitue aussi son plus grand inconvénient : très souvent, la précision des valeurs numériques fournies donne une impression fallacieuse de certitude, et fait croire aux décideurs et aux autres acteurs que l'on connaît le futur mieux qu'on ne le connaît vraiment (Alcamo 2001 : 10). Par ailleurs, ces scénarios ont du mal à incorporer des phénomènes qui ne peuvent pas être exprimés numériquement, ce qui est le cas pour la plupart des changements politiques et

sociaux (EEA 2011 : 9), et sont facilement basés sur des suppositions implicites qui restent dans la plupart des cas très opaques pour les non-experts (Jäger et al. 2007 : 14)[31].

De manière générale, les scénarios quantitatifs sont légitimes dans la mesure où le système étudié peut être clairement spécifié, où les dynamiques d'évolution sont bien comprises et où des algorithmes mathématiques peuvent intégrer ces relations avec assez de précision pour créer des simulations acceptables. Comme le soulignent Swart et al. (2004 : 140), ces conditions ne sont plus respectées dès qu'il s'agit d'étudier des systèmes socio-écologiques dans lesquels le degré d'incertitude est élevé, les interactions causales ne sont que partiellement connues et des facteurs non quantifiables ne peuvent être ignorés.

Si la distinction scénarios qualitatifs/quantitatifs semble claire d'un point de vue théorique, dans la pratique cependant, la plupart des exercices adoptent des formes hybrides et contiennent des éléments aussi bien qualitatifs que quantitatifs (Henrichs et al. 2010 : 190). D'ailleurs, plusieurs projets internationaux ou nationaux récents ont fait le choix de combiner explicitement ces deux types d'informations (voir figure 4.3). Au niveau global, ce choix a été retenu par exemple dans les scénarios du GIEC-SRES (Nakícenovic et al. 2000), dans ceux du PNUE ou encore, dans les projets *Global Scenarios Group* (Raskin et al. 1998) ou *World Water Vision Scenarios* (Cosgrove & Rijsberman 2000). Au niveau européen, c'est le cas également du projet PRELUDE, sur l'aménagement du territoire de l'Europe. Dans ce projet, les acteurs ont formulé eux-mêmes des *narratives* ensuite étayées et illustrées par des modèles quantitatifs développés par des experts (Volkery et al. 2008 : 465). C'est le cas également du projet mené par l'UKCIP[32] sur l'impact du changement climatique dans l'évolution socio-économique du Royaume-Uni, dans lequel chacun des quatre scénarios proposés est décrit à travers une partie narrative et illustré par le biais d'indicateurs quantitatifs (Berkhout et al. 2002 : 90). L'intégration d'informations qualitatives et quantitatives est aujourd'hui conseillée par plusieurs auteurs (Alcamo 2001 : 10 ; Swart et al. 2004 : 142 ; Jäger et al. 2007 : 34) et constitue l'un des centres d'intérêt majeurs dans les recherches des futuristes (MA 2005 : 40).

Figure 4.3 : Confluence d'informations qualitatives et quantitatives dans l'approche des Scénarios



Source : Nakicenovic et al. (2002)

L'intégration d'informations quantitatives et qualitatives est supposée augmenter la consistance et la robustesse des scénarios (Henrichs et al. 2010 : 190), notamment en permettant le dépassement des limitations propres à chacun des deux types d'information (MA 2005 : 148). Cette intégration reste

[31] Comme le souligne Alcamo (2001 :10), cependant, il est vrai que beaucoup de scénarios qualitatifs sont basés eux aussi sur des hypothèses et des suppositions qui ne sont compréhensibles que pour les acteurs ayant participé à l'élaboration des scénarios et pour l'équipe porteuse du projet.
[32] *United Kingdom Climate Impacts Programme*.

cependant une tâche compliquée ; elle requiert entre autres : (i) un équilibre minutieux entre les informations quantitatives et qualitatives ; (ii) l'acceptation et la « cohabitation » de plusieurs types de connaissances ; (iii) un niveau de confiance considérable sur des méthodes appartenant à des domaines disciplinaires différents ; et surtout, (iv) la disposition à réaliser des arbitrages entre, d'un côté, les possibilités et les capacités de modélisation et d'un autre côté, le raisonnement humain non formalisé (Volkery et al. 2008 : 460). Dans les faits, l'intégration réelle de ces informations reste l'exception plutôt que la règle générale. Très souvent, l'attention est portée quasi exclusivement sur la partie quantitative des scénarios, alors que les aspects qualitatifs (notamment les *narratives*) ne sont cités que pour la forme et sans vraie conviction (Volkery et al. 2008 : 461). Des problèmes de consistance sont par ailleurs fréquents lorsque les deux types d'informations sont intégrés dans la description des scénarios (Groves & Lempert 2007 : 74 ; Jäger et al. 2007 : 35). Comme l'indiquent Parson et al. (2007 : 72), l'existence de plusieurs *narratives* implique en général des différences profondes par rapport à la façon dont le monde est perçu. Or, ces différences ne peuvent être réduites au moment de leur quantification à de simples variations paramétriques ; elles requièrent inéluctablement des structures de modèles hétérogènes.

13. Selon la considération (ou pas) d'évènements extrêmes.

- Scénarios complexes (ou périphériques) : ils décrivent des histoires dont le déroulement est fortement influencé par des ruptures, des discontinuités et des surprises (van Notten et al. 2003 : 433).

- Scénarios simples (ou tendanciels) : ils sont basés sur l'extrapolation de tendances déjà existantes. Il est important de souligner, comme le fait Godet ([1997] 2007 : 112), que l'extrapolation des tendances actuelles peut conduire à une situation très contrastée par rapport au présent. Il est donc nécessaire de dissocier les scénarios dits tendanciels et les scénarios du type « *business as usual* » impliquant un *status quo* par rapport à la situation présente. Comme dit précédemment, des tendances lourdes dont l'existence est globalement reconnue peuvent avoir des issues aujourd'hui inconnues (le changement climatique constitue un bon exemple).

14. Selon le degré de déviation

- Scénarios alternatifs : cette catégorie de scénarios se réfère à des futurs qui se distinguent clairement les uns des autres (même si certains éléments secondaires peuvent exister simultanément dans plusieurs futurs possibles). La logique propre à chaque scénario (c'est-à-dire, l'enchaînement des évènements qui y sont décrits, la vision du monde véhiculée, etc.) doit être singulière et facilement identifiable. D'après van Notten et al. (2003 : 433), ces scénarios visent la prise de conscience collective de l'incertitude qui caractérise une problématique.

- Scénarios conventionnels : ces scénarios ne contiennent pas d'éléments disruptifs et tendent à se chevaucher les uns les autres. Ils sont développés pour ajuster une stratégie déjà existante et bien identifiée, plutôt que pour développer de nouvelles stratégies substantiellement différentes.

15. Selon la nature des facteurs d'évolution

- Scénarios centrés sur les facteurs endogènes : ces scénarios se focalisent sur les facteurs qui sont sous le contrôle (total ou partiel) des acteurs (Henrichs et al. 2010 : 199).

- Scénarios centrés sur les facteurs exogènes : au contraire, dans ces scénarios, les facteurs d'évolution dominants sont ceux qui ne peuvent pas être contrôlés par les acteurs. Ce sont des facteurs opérant au-delà du système considéré, mais dont l'évolution a un impact sur ce système.

4.2.2 Proposition d'une « Carte d'identité » pour caractériser nos « scénarios de vie avec le feu »

A partir des 15 critères évoqués dans la section précédente, nous avons construit une « carte d'identité » visant à présenter synthétiquement les caractéristiques de toute application de l'approche des Scénarios (tableau 4.4 sur la page suivante). Cette carte, issue d'une étude approfondie de la littérature, constitue donc un repère générique permettant d'éclairer quelque peu les nombreuses zones d'ombre inhérentes à une approche dont les appropriations conceptuelles et les applications pratiques sont tout aussi foisonnantes qu'hétéroclites.

Cette « carte d'identité » nous permet par ailleurs de présenter les traits essentiels des « scénarios de vie avec le feu », que nous étudierons en détail dans les chapitres 5 et 6.

Comme toute autre classification, celle que nous proposons ici mérite certaines nuances et doit être conçue et/ou employée principalement dans un but didactique. Par exemple, nos scénarios sont à cheval entre plusieurs catégories intra-critères en principe exclusives (c'est le cas notamment du critère correspondant au « contexte de déploiement »). Afin d'avoir une image précise et détaillée des « scénarios de vie avec le feu », il est donc nécessaire de compléter la lecture de notre « carte d'identité » avec les informations fournies dans les autres chapitres de cette deuxième partie.

Tableau 4.3 : « Carte d'identité » de nos « scénarios de vie avec le feu »

META-CRITERES	1. Type d'appréhension du futur :	SCENARIOS DE PREDICTION	Scénarios de prévision			
			Scénarios hypothétiques			
	2. Contexte de déploiement :	SCENARIOS DE RECHERCHE				
	3. Epistémologies sous-jacentes :	SCENARIOS OBJECTIVISTES				
	4. Logiques d'élaboration :	SCENARIOS INDUCTIFS	A partir d'évènements emblématiques			
			Scénarios incrémentaux			
	5. Type de rationalité :	FOCUS SUR LE PROCESSUS				
	6. Degré de participation envisagé :	SCENARIOS NON PARTICIPATIFS				
CRITERES SITUATIONNELS	7. Point de départ :	SCENARIOS PROSPECTIFS				
	8. Caractère +/- dynamique :	SCENARIOS STATIQUES				
	9. Horizon temporel :	SCENARIOS A COURT TERME				
	10. Echelles géographiques :	SCENARIOS UNI-SCALAIRES	Globaux			
			Nationaux			
			Régionaux			
			Locaux			
CRITERES MATERIELS	11. Objet d'étude :	SCENARIOS THEMATIQUES				
		SCENARIOS TERRITORIAUX				
	12. Type d'information :	SCENARIOS QUANTITATIFS				
	13. Evènements extrêmes :	SCENARIOS COMPLEXES (OU PERIPHERIQUES)				
	14. Degré de déviation :	SCENARIOS ALTERNATIFS				
	15. Facteurs d'évolution considérés :	FOCUS SUR LES FACTEURS ENDOGENES				

SCENARIOS D'EXPLORATION	Scénarios externes				
	Scénarios stratégiques				
SCENARIOS INFORMATIONNELS					
SCENARIOS CONSTRUCTIVISTES					
SCENARIOS DEDUCTIFS					
FOCUS SUR LE PRODUIT FINAL					
SCENARIOS PARTICIPATIFS	Information				
	Consultation	Entretiens individuels			
		Focus-groups			
	Co-design				
	Codécision				
SCENARIOS RETROSPECTIFS					
SCENARIOS DYNAMIQUES	Scénarios continus				
	Scénarios discontinus				
SCENARIOS A LONG TERME					
SCENARIOS PLURI-SCALAIRES	Unidirectionnels				
	Bidirectionnels	Inter-scalaires			
		Intra-scalaires			
SCENARIOS INSTITUTIONNELS					
SCENARIOS QUALITATIFS					
SCENARIOS SIMPLES (OU TENDANCIELS)					
SCENARIOS CONVENTIONNELS					
FOCUS SUR LES FACTEURS EXOGENES					

SCENARIOS DE PRESCRIPTION	Scénarios de continuité
	Scénarios de transformation
SCENARIOS D'AIDE A LA DECISION	
SCENARIOS REFLEXIFS-INTERVENTIONNISTES	

Source : auteur

4.3 CONCLUSION

Ce chapitre 4, de nature principalement théorique, nous a permis de présenter l'approche des Scénarios Environnementaux. Comme nous avons pu le constater, il s'agit d'une approche dont la littérature scientifique existante est très vaste et dont les fondements sont loin d'être stables (définition, visée, caractéristiques techniques, etc.).

L'analyse de cette littérature nous a permis tout de même d'avancer une définition du concept « scénario », d'identifier les éléments basiques de l'approche et de souligner sa pertinence par rapport à la gestion des systèmes socio-écologiques.

Nous avons également construit une typologie basée sur 15 critères et nous permettant de caractériser toute application de l'approche. Nous avons d'ailleurs appliquée cette grille de caractérisation pour présenter les caractéristiques globales des « avenirs du feu dans les Maures », dont la construction sera expliquée en détail dans les **chapitres 5 et 6**.

Malgré les apparences, il ne s'agissait pas là d'un chapitre de protocole, mais bien d'un passage indispensable dans notre démarche, combinant (rappelons-le) une Approche Participative MultiCritère (APMC) et l'approche des Scénarios Environnementaux. Or, si les APMC sont largement connus dans le domaine de l'Economie Ecologique, l'approche des Scénarios Environnementaux l'est beaucoup moins. D'ailleurs, comme on peut le constater dans la littérature scientifique sur ce domaine, le concept « scenario » est souvent employé à tort et à travers et l'approche en tant que telle n'est que rarement appliquée.

Une fois présentées les bases théoriques de l'Approche des Scénarios, nous sommes donc en mesure de présenter le processus d'élaboration des « avenirs du feu dans les Maures ».

CHAPITRE 5

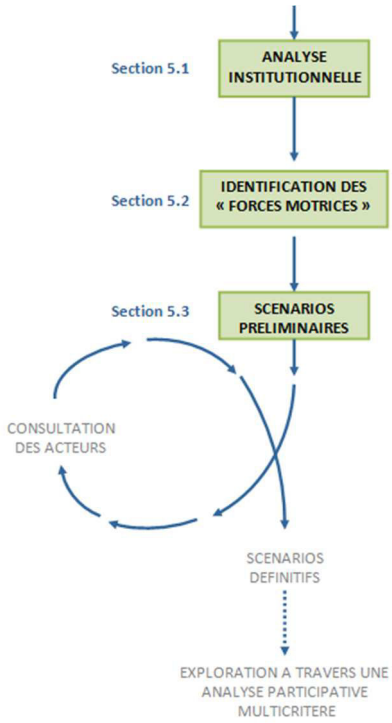
UNE APPLICATION DE L'APPROCHE DES SCENARIOS A LA PROBLEMATIQUE DU FEU DANS LES MAURES (1):

La construction des « scénarios préliminaires »

5.0 Introduction

Si le chapitre 4 était largement théorique et se focalisait sur la présentation de l'approche des scénarios et sur sa pertinence vis-à-vis des systèmes socio-écologiques, les chapitres 5 et 6 ont, eux, un caractère nettement plus pratique (tous les deux présentent l'application de l'approche des scénarios à notre cas d'étude). Plus concrètement, le chapitre 5 est consacré aux trois premières étapes du processus de construction des « avenirs du feu dans les Maures » (voir figure 5.0).

Figure 5.0 : Contextualisation du chapitre 5 par rapport au processus de création des « Avenirs du feu dans les Maures »



Source : auteur

Dans la **section 5.1**, nous présenterons en détail l'analyse institutionnelle sur laquelle s'appuie tout le processus de construction des « avenirs du feu dans les Maures ». Comme nous le verrons par la suite, cette analyse se base notamment (mais pas seulement) sur la réalisation d'une série d'entretiens individuels avec les acteurs locaux.

La **section 5.2** présentera la façon dont nous avons identifié, catégorisé puis agrégé les forces motrices (ou facteurs d'évolution) agissant directement ou indirectement sur le phénomène du feu dans les Maures. Ici, l'attention sera donc placée sur la « dynamisation » des discours, des argumentaires et des croyances repérées au préalable. L'application de plusieurs techniques plus ou moins répandues chez les futuristes (diagramme de causalités intuitives, *clustering* thématique, etc.) sera également présentée et analysée.

Enfin, dans la **section 5.3**, nous présenterons la « méthode des deux axes » et la façon dont nous nous en sommes servis pour structurer globalement les différents scénarios (préliminaires) envisagés suite aux opérations décrites dans les deux sections précédentes.

5.1. L'analyse institutionnelle (1ère étape du processus de construction des scénarios)

5.1.1 Contextualisation de l'analyse institutionnelle

De façon générale, l'analyse institutionnelle vise la compréhension des relations et des structures sociales, politiques, institutionnelles, économiques et culturelles pouvant influencer un processus de prise de décision, tout en cherchant à expliciter les perspectives, les intérêts et les objectifs des acteurs concernés (Corral Quintana 2001 : 152). Dans cette **sous-section 5.1.1**, nous précisons les objectifs visés par l'application de ce genre d'analyse à notre cas d'étude (sous-section 5.1.1.1) et la méthodologie employée (sous-section 5.1.1.2).

5.1.1.1 Les objectifs de l'analyse institutionnelle

Dans le cadre de notre recherche, l'analyse institutionnelle répond à un double objectif :

(i) la (re)définition du « problème » du feu et sa structuration en vue de l'évaluation multicritère de plusieurs « réponses » envisageables dans les années à venir au niveau du massif des Maures (cet objectif est traité principalement dans le chapitre 8, inclus dans la 3ème partie de notre travail). Trois éléments ont été considérés centraux :

- les racines historiques de la problématique (analyse du « comment »). Dans cette première dimension, le but était de comprendre les origines et l'évolution de la problématique, en faisant particulièrement attention aux transformations économiques et sociales opérées sur le territoire étudié, ainsi que les répercussions que ces transformations ont eues sur le phénomène du feu dans son ensemble ;

- les enjeux majeurs (éclaircissement du « pourquoi »). Dans cette deuxième dimension, notre attention était centrée sur l'élucidation et l'analyse des enjeux pertinents par rapport à la question du feu dans les Maures ;

- les principaux acteurs concernés (clarification du « qui »). Dans cette troisième dimension, nous avons voulu dresser un portrait des principales catégories d'acteurs en nous focalisant sur les relations de pouvoir et les conflits existant entre elles.

Comme on peut le constater, ce premier objectif va au-delà de la simple construction des scénarios et concerne la globalité de notre approche. Il a trait notamment au cadrage de l'analyse multicritère proposée dans le chapitre 9. L'analyse du triptyque évoqué ci-dessus peut néanmoins s'avérer très utile à la construction des scénarios, notamment dans les premières phases de leur développement, dans la mesure où elle fournit à ces deniers un contexte socio-politique dans lequel ils peuvent se déployer de façon pertinente (Özkaynak 2008 : 59 ; Özkaynak & Rodríguez-Labajos 2010 : 998). L'identification des acteurs, l'analyse historique de la problématique et la définition des objectifs des scénarios ont en effet une importance majeure lorsque ces derniers en sont encore au stade embryonnaire (Henrichs et al. 2010 : 217). Dans notre recherche, certaines informations obtenues à travers l'analyse institutionnelle sont donc doublement employées : et pour la structuration de l'évaluation multicritère (3ème partie), et pour la construction des scénarios (2ème partie).

(ii) l'établissement des fondations sur lesquelles va venir s'appuyer tout le processus de construction des « scénarios de vie avec le feu ».

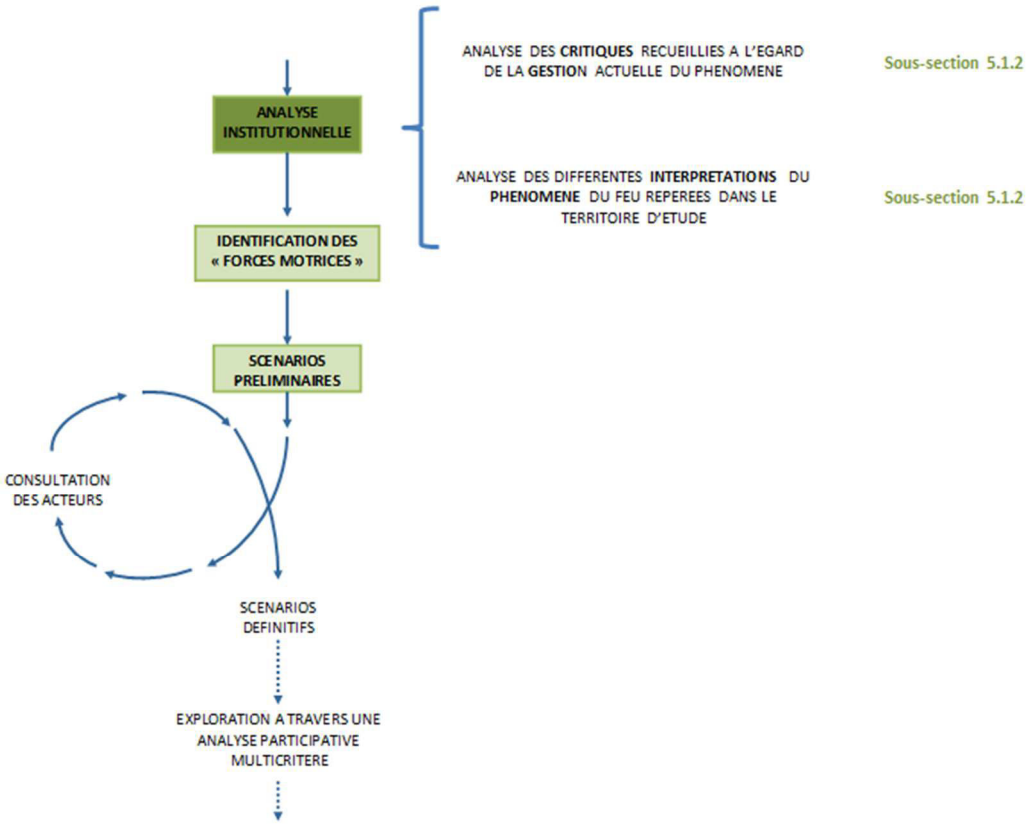
Pour répondre à ce deuxième objectif, nous avons fait le choix d'orienter volontairement une partie de l'analyse institutionnelle (et notamment des entretiens réalisés sur le terrain) vers notre démarche prospective. Dans ce sens, nous avons cherché à savoir :

- s'il était pertinent (ou pas) d'explorer d'éventuelles alternatives à la façon dont la population des Maures vit aujourd'hui avec le feu ; autrement dit, si les acteurs sont satisfaits de la gestion actuelle du phénomène ou si au contraire, ils critiquent la situation présente et réclament des changements susceptibles de la transformer profondément **(sous-section 5.1.2)** ;

- quels sont les différents discours sur le feu, autrement dit, quelles sont les différentes interprétations que les acteurs font de l'évolution historique du phénomène (faits marquants, évolution des enjeux principaux, transformation des relations de pouvoir entre les acteurs, etc.), et quels sont les différents angles (argumentaires, langages, types de justifications mobilisées, etc.) à travers lesquels la problématique du feu est appréhendée dans le territoire des Maures **(sous-section 5.1.3)**.

C'est sur l'examen de ces deux questions centrales que nous nous focaliserons dans les pages suivantes (figure 5.1).

Figure 5.1 : L'analyse institutionnelle, 1ère étape du processus de construction des scénarios



Source : auteur

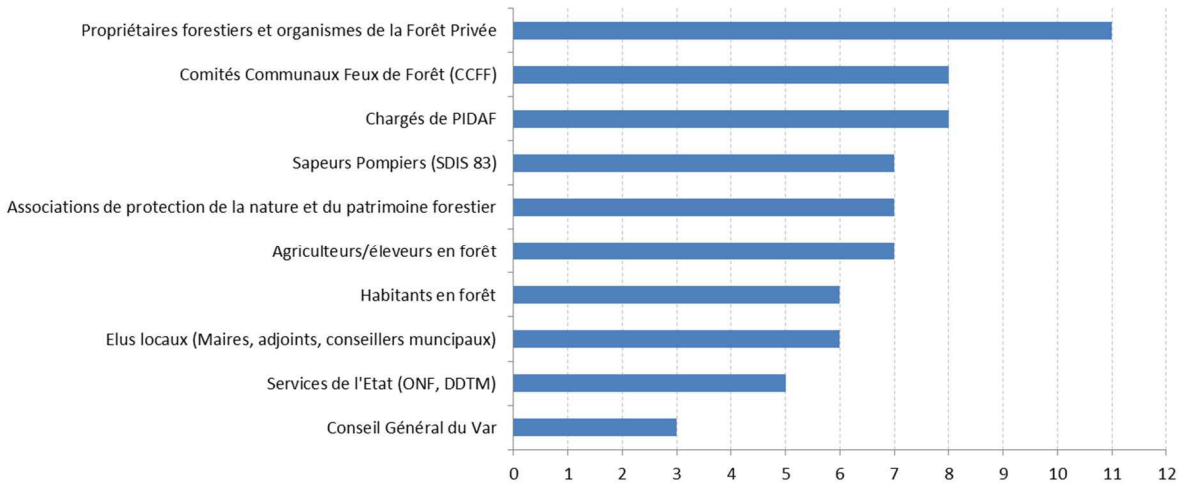
5.1.1.2 La méthodologie utilisée

D'un point de vue méthodologique, ces deux questions ont été abordées à travers une étude approfondie de la littérature existante et la réalisation d'entretiens individuels.

En ce qui concerne l'étude de la littérature, la documentation analysée était particulièrement hétéroclite, aussi bien par rapport à sa nature (technique, historique, administrative, journalistique, etc.) que par rapport à sa forme (articles scientifiques, extraits de presse, fiches techniques d'organismes spécialisés, lettres syndicales, rapports internes, écrits personnels d'acteurs locaux, etc.) ou encore, par rapport à son support matériel (textes, vidéos, graphiques, photographies, dessins, etc.). Cette documentation nous a permis, entre autres, d'obtenir diverses données quantitatives, d'identifier les acteurs principaux sur le terrain, ou encore de repérer plusieurs facteurs d'évolution pertinents par rapport à la problématique du feu.

Dans un deuxième temps, les informations obtenues à travers l'étude de ces documents ont été complétées par la réalisation de **68 entretiens semi-structurés** (voir figure 5.2). Grâce à ces derniers, nous avons mieux compris les modèles mentaux des acteurs, leurs connaissances et les croyances qu'ils ont sur le phénomène du feu. Les informations primaires obtenues à travers ces entretiens ont alimenté de façon principale nos scénarios de vie avec le feu. Un tel choix se justifie non seulement par les objectifs heuristiques propres à notre évaluation (l'exploration d'alternatives à la gestion actuelle du phénomène ; la compréhension des relations de pouvoir sous-jacentes ; le repérage des valeurs en jeu ; l'identification des irréversibilités envisageables ; etc.), mais aussi par les suggestions émanant de la littérature scientifique spécialisée. Celle-ci considère en effet les entretiens individuels comme une technique particulièrement pertinente (voire indispensable) dans la création des scénarios (Mack 2001 : 83 ; Parson et al 2007 : 18 ; Chermack 2011 : 111).

Figure 5.2 : Distribution par catégorie d'acteurs des personnes interviewées sur le terrain



Source : auteur

En ce qui concerne les particularités techniques des entretiens, il est important de préciser que tous ont été enregistrés avec engagement de confidentialité (sauf dans deux cas où la personne interviewée a demandé de ne pas être enregistrée). La durée des entretiens varie considérablement (de 45 minutes le plus court, à plus de 4 heures le plus long). Sur les 68 entretiens réalisés, 55 ont été retranscrits intégralement par l'auteur (des extraits de ces entretiens viennent illustrer l'argumentation développée dans ce travail de recherche, ainsi que les descriptions qualitatives des scénarios finaux soumis à l'évaluation des acteurs). Dans tous les cas, des notes manuscrites ont été prises et considérées dans l'analyse postérieure. Certains aspects des entretiens on fait l'objet d'une analyse méthodique réalisée immédiatement après chaque entretien (nous pensons notamment au catalogage des forces motrices évoquées, voir sous-section 5.2.1 dans ce même chapitre).

Même si dans notre travail de recherche, et pour les raisons déjà évoqués, l'intérêt des entretiens individuels n'était pas circonscrit à la seule construction des scénarios, il faut souligner tout de même qu'une grande partie de leur contenu était spécialement conçue dans ce but-là. En effet, leur protocole (très souple par ailleurs) contenait une série de questions posées méthodiquement à chaque acteur rencontré et orientées clairement vers le développement futur des scénarios (voir encadré 5.1).

Encadré 5.1 : Questions ouvertes posées aux acteurs rencontrés sur le terrain et visant la construction des scénarios

- Comment voyez-vous la situation actuelle du feu dans le massif des Maures ?
- Êtes-vous satisfaits de la façon dont le feu est géré à présent ? Pourquoi ?
- Vous sentez-vous inclus dans cette gestion ?
- D'après vous, comment est-on arrivé à cette situation ?
- Y a-t-il plus de feux aujourd'hui que par le passé ? Sont-ils différents ? En quoi ?
- Quels sont les événements qui ont le plus marqué cette évolution ?
- Comment voyez-vous le massif des Maures d'ici vingt ans ?
- Quelles sont vos principales craintes par rapport à l'avenir du massif et de la plaine ?
- Quelles sont, d'après vous, les facteurs qui pourraient influencer le plus l'évolution de la problématique du feu dans les vingt prochaines années ?
- Selon vous, qui peut faire évoluer la situation ? Qui a plutôt intérêt à éviter les changements ? Pourquoi ?

Les informations ainsi obtenues ont été particulièrement utiles vis-à-vis de l'identification des différents liens possibles envisagés par les acteurs entre les temps passé, présent et futur. Une fois recueillies et structurées, ces informations nous ont permis d'entrevoir plusieurs enchaînements logiques d'arguments et d'événements susceptibles de devenir de vrais scénarios.

Par ailleurs, nous nous sommes aussi servis de graphiques, d'histogrammes en l'occurrence, que nous avons présentés systématiquement lors de nos entretiens. Ces graphiques montraient l'évolution d'indicateurs tels que les surfaces annuelles brûlées dans les Maures ou le nombre de départs de feu annuels (tous les deux pour les cinquante dernières années). Ces graphiques ont été élaborés à partir

de la base de données *Prométhée*, consultable en ligne par tous les publics[1]. Nous avons ensuite agrégé ces indicateurs au niveau du territoire des Maures (des agrégations similaires existaient déjà au niveau départemental et régional, mais pas à l'échelle du territoire d'étude). Lors des entretiens, ces histogrammes ont conduit les acteurs à adopter une perspective historique et une échelle spatiale au niveau du massif et sa plaine, puis à évaluer la situation présente en prenant ces deux indicateurs globaux comme point de départ dans leur interprétation. Ces histogrammes nous ont aussi donné l'occasion de demander aux acteurs l'évolution attendue et/ou souhaitée pour les années à venir, en justifiant bien évidemment leur réponse. Dans certains cas, nous avons invité les acteurs à tracer schématiquement la suite de l'histogramme et à expliquer leur représentation. Malgré les limites évidentes de cette technique, notamment en ce qui concerne l'utilisation de seulement deux indicateurs pour discuter d'un phénomène aussi complexe que les feux de forêt, l'observation de ces graphiques a suscité un intérêt considérable -parfois même de la surprise- chez un nombre significatif d'acteurs[2]. En règle générale, elle a rendu l'entretien plus dynamique et a facilité la discussion et la réflexion.

En outre, dans certains entretiens nous nous sommes aussi servis d'une liste pré-remplie d'une trentaine de facteurs d'évolution « candidats » pouvant caractériser l'évolution de la problématique du feu (ces facteurs « candidats » ont été choisis à la suite de l'étude de la littérature). L'identification et la proposition de facteurs d'évolution par la personne interviewée a parfois posé des problèmes. Nous avons alors demandé aux acteurs en question de choisir parmi les facteurs proposés ceux qui, selon eux, avaient le plus de poids dans l'évolution du « problème » du feu. Afin d'éviter des biais dans les réponses des acteurs, nous avons décidé de ne recourir à cette technique que dans les cas où manifestement, la personne rencontrait un problème au moment de proposer concrètement les forces motrices les plus déterminantes.

De façon générale, notre volonté d'exploration et de découverte des argumentaires existants autour du feu nous a poussés à rester le moins obstructifs possible lors des entretiens réalisés. Nous n'avons interféré que très rarement dans l'argumentation des personnes rencontrées, même lorsque celles-ci s'éloignaient du sujet du feu. Nous avons fait par ailleurs le pari de flexibiliser au maximum la structure des entretiens et joué un rôle nettement réactif (et non pas directif). Un maximum de liberté a donc été donnée aux acteurs pour conduire la discussion vers les sujets qui à leurs yeux avaient le plus d'importance.

[1] www.promethee.com (dernière consultation : septembre 2014).

[2] Ce résultat peut paraître surprenant dans la mesure où la base de données utilisée est publique, et où la plupart des personnes rencontrées peuvent citer de mémoire les trois ou quatre dernières « années catastrophes » (présentées sous la forme de pics dans les histogrammes).

5.1.2 Répertoriage des principales critiques adressées par les acteurs à la gestion actuelle du phénomène

N'ayant pas été sollicités *a priori* par les acteurs, cela revêtait une importance centrale pour nous de savoir si notre démarche pouvait être pertinente à leurs yeux. Nous avons donc voulu savoir dans quelle mesure les acteurs locaux critiquent la gestion actuelle du feu, quelles sont les limites principales qu'ils soulignent par rapport à celle-ci et le cas échéant, s'ils revendiquent des amendements au système existant ou plutôt des changements profonds par rapport à ce dernier. Autrement dit, nous avons cherché à comprendre s'il était opportun ou pas de structurer une recherche collective d'autres modes de vie possibles avec le feu dans le territoire des Maures.

A la lumière de la documentation étudiée et des informations recueillies sur le terrain, la gestion actuelle du feu est critiquée par au moins une partie des acteurs car étant :

(i) beaucoup trop chère ;

(ii) souvent inefficace, voire même parfois contre-productive en matière de gestion du risque ;

(iii) à l'origine d'une situation de dépendance des communes par rapport aux bailleurs de fond ;

(iv) excessivement concentrée dans les mains des Sapeurs-Pompiers ;

(v) trop axée sur la protection de l'habitat au détriment de celle du milieu naturel ;

(vi) excessivement complexe d'un point de vue administratif.

Dans la suite de cette section 5.1.2, nous exposons et organisons thématiquement ces critiques recueillies lors de notre travail de terrain. Les arguments et idées avancés dans les paragraphes qui suivent peuvent bien-sûr être critiqués à leur tour, et leurs fondements peuvent s'avérer plus ou moins exacts selon les cas. Précisons dès à présent que le but de cette section n'est pas de démontrer scientifiquement la véracité de telles affirmations, mais plutôt de révéler un certain mal-être par rapport à la gestion du feu telle qu'elle est réalisée aujourd'hui dans les Maures. Ces critiques et les alternatives qui s'ensuivent soulignent la pertinence d'une réflexion sociétale sur la façon dont la population locale peut vivre avec le feu. Nous ne procédons donc pas tant à une analyse factuelle qu'à une retranscription et une structuration des arguments identifiés lors de nos entretiens. Cette « cartographie discursive» s'avère d'autant plus pertinente qu'une partie des acteurs rencontrés critiquent précisément l'inexistence d'une plateforme de discussion ouverte à l'ensemble des parties prenantes (et non pas limitée aux seuls experts).

L'encadré 5.2, présenté ci-dessous, constitue une structuration possible de ces critiques ; il peut être utilisé comme un repère pour la lecture de cette sous-section, dans laquelle sont présentées en détail chacune des critiques énumérées plus haut. L'encadré 5.2 nous permet par ailleurs de présenter synthétiquement (et pour chaque critique) les principaux liens repérés entre les craintes et les souhaits évoqués par les acteurs. Il s'agit d'un premier pas dans la construction des scénarios préliminaires.

Encadré 5.2 : Principales critiques et demandes repérées sur le terrain

Source : auteur

5.1.2.1. Une gestion « trop chère »

Tout d'abord, une grande partie des acteurs souligne la facture extrêmement élevée qu'implique la gestion actuelle du feu. Rappelons-le, celle-ci est basée principalement sur : (i) le cloisonnement du massif à travers un vaste réseau de coupures de combustibles (autrefois appelées pare-feu) ; (ii) un important système de surveillance ; et (iii) l'attaque des feux naissants par le biais d'importants moyens techniques (voir chapitre 8). Dans nos entretiens, les coûts les plus souvent évoqués par les acteurs sont ceux associés aux coupures de combustible (voir photo 5.1) :

« La création et l'entretien des coupures sont excessivement chers et leur efficacité est relative…» (Ingénieur agro-pastoral).

« C'est très très cher. Pour mon secteur, la collectivité a décidé d'entretenir environ 2.000 hectares. C'est une fortune. Aujourd'hui, je ne peux pas trouver les financements nécessaires pour entretenir cette surface… » (Chargé de PIDAF[3]).

« La DFCI[4] telle qu'elle est conçue aujourd'hui, c'est un véritable gouffre financier » (Eleveur).

« Les coupures sont très jolies, oui, mais elles sont très chères et leur efficacité est limitée. On est dans ce système d'accumulation de moyens » (Ingénieur forestier).

Photo 5.1 : Vue aérienne d'une coupure de combustible dans la forêt domaniale des Maures

Source : http://www.hosiho.com/

[3] Plan Intercommunal de Débroussaillement et d'Aménagement Forestier. Selon l'OFME (Observatoire de la Forêt Méditerranéenne), le PIDAF est un document de planification régi par la circulaire du 15 février 1980, relative au débroussaillement en région méditerranéenne, et concernant l'aménagement et l'équipement d'un massif forestier en vue de prévenir les risques d'incendies et de lutter contre eux de manière efficace. Théoriquement, il doit être l'occasion de rechercher une synergie entre tous ceux qui sont concernés par le massif forestier : forestiers, éleveurs, agriculteurs, pompiers, etc.

[4] Défense de la Forêt Contre les Incendies.

Lorsque les acteurs évoquent la cherté des coupures de combustible, il est souvent question de la charge financière que leur entretien implique dans le long terme[5] et plus concrètement, des conséquences factuelles que cette charge entraîne : des ouvrages parfois mal entretenus ou tout simplement abandonnés selon de nouveaux critères de priorisation. Plusieurs personnes rencontrées évoquent en effet le grand nombre d'ouvrages délaissés dans les Maures en raison du manque de moyens (financiers) suffisants :

> *« Pendant les années 1980, il y a eu beaucoup de pistes créées. Aujourd'hui, on se rend compte qu'il n'est pas possible de toutes les entretenir et que certaines n'ont pas été bien conçues… »* (Elu local).

> *« A une époque, on a vécu la 'pistomanie' avec peu de bon sens. Aujourd'hui, on s'est focalisé sur les axes stratégiques et le reste on a laissé tomber... C'est le manque de moyens financiers qui a entraîné le passage d'un système à l'autre »* (Président de l'ADCCFF 83[6]).

> *« Pour nous, plus il y a de pistes et de coupures et mieux c'est. Mais on préfère avoir moins de pistes si elles sont mieux entretenues… Aujourd'hui, c'est surtout l'entretien des ouvrages qui nous inquiète »* (Sapeur-Pompier ; Capitaine du SDIS[7]).

Aux yeux de certains acteurs, la situation d'abandon dans laquelle se trouvent certains ouvrages découle directement du manque de volonté politique et de l'inconstance du soutien financier fourni par les bailleurs de fonds, souvent jugé trop cyclique :

> *« Après les feux de 1990, on a reçu beaucoup de crédits pendant 7 ou 8 ans, puis après, l'argent est devenu de plus en plus rare. C'est vrai qu'après 2003, on a aussi reçu beaucoup d'argent pour gommer l'effet du feu. Mais après, pour l'entretien des ouvrages on ne reçoit plus rien ! (…) On n'a jamais eu le niveau de crédits qu'on avait autrefois, notamment après 1979 et 1990. A l'époque on faisait environ 400 hectares dans l'année, aujourd'hui on en est à 150 maximum ! Et vous savez, si vous n'avez personne dans les collines… »* (Chargé de PIDAF).

> *« Les débroussaillements sont un non-sens financier. On les paye pour rien ! Dans le massif des Maures, la pratique n'est pas faite de manière régulière, c'est beaucoup trop cher. En général, on débroussaille à fond l'année du feu ou des élections municipales et puis après, les élus se rendent compte que le budget est perdu parce qu'il faut recommencer au bout de deux ou trois ans, et donc ils abandonnent. Mais ça, personne ne vous le dira, parce que personne ne veut*

[5] Cet entretien étant le plus souvent assuré par des travaux de débroussaillement mécanique réalisés à peu près tous les trois ans.

[6] Association Départementale des Comités Communaux Feux de Forêt du Var. D'après le site de l'ADCCFF 83, les CCFF sont des commissions extra-municipales créées en application de la circulaire du Ministère de l'Intérieur N°84-110, par arrêté du Maire et après délibération du Conseil Municipal. Ils constituent la cellule Feux de Forêt de la Réserve Communale de Sécurité Civile, prévue par la loi de modernisation de la Sécurité Civile du 13 août 2004. Les CCFF se définissent par le rassemblement sous l'autorité du maire, de bénévoles d'une Commune unis par l'intérêt qu'ils portent à la protection de la forêt, de leur Village, de sa population et de son environnement.

[7] Service Départemental d'Incendie et de Secours du Var.

l'avouer. On crée des pistes, on fait des pare-feux, trois ans après ça devient à l'abandon » (Habitant).

« Le problème des débroussaillements et de la DFCI tel qu'elle est pratiquée aujourd'hui c'est qu'on ne tient pas sur le long terme. On ne tient pas. Ce n'est pas juste un problème de mémoire… Ce sont les responsables qui sciemment laissent tomber les ouvrages pour investir l'argent dans des trucs un peu plus voyants : une salle de fêtes, un rond-point… Alors qu'un débroussaillement qu'il faut faire tous les ans, ça ne se voit pas, c'est critiqué… Bref, ce n'est pas payant. Le Maire préfère inaugurer des trucs en grande pompe, ça c'est dans les médias… (…) Combien de pare-feux dans les Maures sont devenus des friches parce que plus personne n'y va ? Et ces friches-là sont encore plus inflammables que la forêt d'origine. Moi je trouve ça scandaleux !! C'est de l'argent perdu, ce n'est même pas efficace, et en plus on accentue le problème » (Association de protection de la nature).

Dans un contexte progressivement morose, dans lequel une partie des bailleurs de fonds tend à se désengager ou ne s'implique que ponctuellement, et où les frais de gestion minimums dépassent souvent les budgets disponibles, deux positionnements clairement distincts peuvent être distingués : le premier consiste à justifier la nécessité du réseau de coupures de combustible et les dépenses qu'il nécessite pour être vraiment opérationnel (sans pour autant discuter l'importance de ces dépenses). Sont alors soulignées la pertinence technique des ouvrages lorsqu'ils sont correctement entretenus, et l'incalculable valeur (monétaire) des enjeux que ces ouvrages sont censés protéger :

« Enfin un économiste qui s'intéresse à ce problème ! (…) Ici dans les Maures, nous avons besoin de démontrer la valeur économique de cette forêt, des services qu'elle fournit, de ce paysage… Ces coupures sont chères, mais si on les abandonne, tout le massif va partir en fumée et les pertes seront encore plus importantes… » (Elu local).

De ce point de vue, les limites du système de cloisonnement ne sont pas perçues comme lui étant inhérentes, mais plutôt comme étant une conséquence directe du manque de crédits stables et de la mauvaise allocation des moyens financiers disponibles (les acteurs pointent du doigt la priorité donnée aux Sapeurs-Pompiers au détriment des travaux forestiers) :

« On a trié, on a sélectionné... Aujourd'hui on ne travaille que sur des zones qui sont jugées comme le minimum essentiel à élaguer et débroussailler par tous les acteurs. Mais on n'a pas les moyens nécessaires. Donc, on ne peut pas appliquer cette politique car il n'y a pas assez de crédits. On me demande de définir les priorités, je les défini et après on ne me donne pas les moyens... Ils auraient mieux fait de dire directement qu'il faut laisser brûler, que le feu est naturel et qu'il est bon pour les écosystèmes [ironique] *»* (Chargé de PIDAF).

« Avant, il y avait une trentaine de harkis[8] qui débroussaillaient dans notre commune ; ils faisaient du bon boulot. Aujourd'hui, malheureusement, il y en a plus que quatre ou cinq pour tout le territoire… On ne plus entretenir la même surface» (Elu local).

[8] Dans les années 1960, suite à la guerre d'Algérie, environ 300 harkis, appelés par la suite FSIRAN puis OFRAN (Ouvriers Forestiers Rapatriés d'Afrique du Nord) réalisaient des chantiers de débroussaillement dans le Var. Au fil des départs en retraite, les effectifs OFRAN se sont érodés progressivement. Aujourd'hui, on en compte moins d'une dizaine sur le Département (DDAF 2008 : 23).

« Techniquement, les coupures ont fait leurs preuves ; elles ont bien marché en 2003. Ce qui pose problème aujourd'hui, ce sont plutôt les priorités politiques et l'usage que le SDIS fait de ces coupures. (…) Face à ce manque de budgets disponibles, je pense qu'on va probablement assister à un glissement dans les choix de financement des communes, avec de moins en moins d'ouvrages en milieu forestier et de plus en plus de travaux dans les zones d'interfaces, ceux-ci étant beaucoup plus visibles » (Membre de la COFOR[9]).

« Le manque de crédits devient un problème structurel, puisque l'Etat ne finance plus l'entretien des ouvrages DFCI. Et ce, malgré le fait qu'il y a des lignes budgétaires prévues pour cela. Mais l'argent est destiné à l'acquisition de matériel et pour payer les patrouilles. C'est un choix, on préfère voir les pompiers défiler avec de beaux uniformes, plutôt que d'avoir des types empoussiérés qui entretiennent les coupures » (Chargé de PIDAF).

De ce premier point de vue, donc, la pertinence des coupures de combustible n'est pas à remettre en cause. Au contraire, elle devrait être davantage soulignée devant des décideurs qui eux, ont tendance à prioriser des dépenses dont la valorisation politique peut être immédiate.

A côté de ce premier positionnement, nous pouvons entrevoir une deuxième suite logique à la critique de la cherté des coupures DFCI. Certains acteurs y voient en effet l'illustration d'une gestion excessivement axée sur l'aspect sécuritaire et incapable de s'auto-entretenir dans la durée ; ils réclament donc le passage à un système plutôt basé sur l'installation d'activités agricoles pérennes dans le massif :

« Les coupures, certaines sont efficaces, d'autres ne le sont pas. Il ne faut pas se limiter à installer des bergers sur les coupures en crête où il n'y a que des cailloux, du ciste et de l'argelas qui poussent. (…) Les vallées où il y a un potentiel devraient être réinvesties. Les grandes coupures sont utiles mais c'est clair que ça ne fait pas tout. Il vaudrait mieux redévelopper par exemple le nettoyage des châtaigneraies qui ont en plus un énorme potentiel culturel. Ça a un peu redémarré, mais ça reste très timide. Ce n'est pas très logique à mon avis de faire des coupures linéaires qui ne font vivre personne à part un berger, dans le meilleur des cas. (…) Il faudrait faire de l'aménagement sur le long terme, en considérant là où il y a de vraies ressources, là où il va y avoir des actions qui pourront durer dans le temps. Les grandes coupures stratégiques comme elles ont été faites, à mon avis ça a une petite efficacité et un très grand coût. Il faut forcément créer de nouveaux emplois, c'est ça qui va faire revivre le massif » (Eleveur).

« Ce sont des investissements qui partent en fumée [référence aux ouvrages DFCI]*. Moi je le dis et je le revendique à chaque fois. Aujourd'hui on ne parle des Maures que par rapport aux incendies. Je suis fatigué d'entendre dire qu'on ne peut pas développer une économie dans les Maures parce que c'est trop abrupt, parce que trop sale… toutes sortes d'excuses ! Mais en même temps, on engage des fonds publics qui partent en fumée. On fait de la prévention, mais les pompiers ne vont même pas dans les ouvrages qui sont construits. On envoie de l'argent directement dans le feu, c'est une grosse flambée de billets ! »* (Elu local).

[9] Association des Communes Forestières du Var. La COFOR 83 conseille, forme et informe les élus sur tous les sujets liés à la forêt. Elle a un rôle de représentation des communes.

De ce point de vue, la gestion actuelle du feu impliquerait un aménagement purement artificiel du massif, dans le sens où les travaux qui y sont réalisés, les sommes qui y sont investies, ne génèrent pas d'activités rémunératrices pouvant s'auto-entretenir dans la durée. Selon ces acteurs, la forêt n'est donc plus conçue que par rapport à l'enjeu DFCI et dépend de celui-ci pour attirer l'attention du décideur. L'identité de la forêt des Maures aurait ainsi basculé, passant d'un lieu de vie et de travail à un simple bassin de risque « occupé par les rouges » (en références aux Sapeurs-Pompiers) :

« Pour nous, les axes stratégiques sur lesquels repose la gestion actuelle et le maillage qu'ils impliquent ne représentent qu'une solution d'urgence. Il aurait fallu avoir une utilisation rationnelle de la forêt. Faire des coupures c'est bien, mais il faut s'intéresser à la gestion de la forêt dans sa globalité ! » (Ingénieur forestier).

« Cet argent qui est mis dans les coupures DFCI, je pense sincèrement qu'il serait plus intéressant de l'utiliser pour mettre dans cette forêt des bûcherons qui sortent du bois. Avec cet argent, on pourrait les aider à monter leurs entreprises. (…) Ils me disent que ce n'est pas possible… Mais personnellement, je ne peux pas comprendre que l'on puisse investir ces sommes colossales dans la DFCI (parce que moi je vois ce que l'on engage dans notre commune, et ça veut dire que les autres en engagent autant, voire plus) et qu'en même temps, dans le département le plus boisé de France, on fasse rentrer du bois d'autres départements ! Moi, ça me sort des yeux ! C'est quelque chose que je ne peux pas admettre.» (Elu Local).

« Je crains qu'on continue de mener une politique aberrante, que la DFCI à tout prix et comme elle se fait actuellement, devienne la norme absolue. Moi je suis pour une DFCI beaucoup plus durable, avec une vraie certitude sur le long terme, en minimisant l'investissement à perte, c'est-à-dire en permettant que les gens en vivent. Je pense bien-sûr au pastoralisme. Pour moi il n'y a pas photo. On peut faire les deux, mais il faudrait favoriser au maximum les ânes et les chèvres. (…) Je ne crois pas à la DFCI actuelle, c'est trop cher, c'est un investissement à perte ! Il n'y a qu'une solution : c'est d'installer des petits producteurs dans le massif » (Association de protection de la Nature).

« La DFCI telle qu'elle est conçue par ces gens-là est un gouffre sans fin. Ça parait fou d'investir tout le temps de l'argent comme ça, sans fin ! On nous dira que c'est pour le bien des résidents, pour le bien de l'image du Var, mais est-ce qu'il n'y a pas d'autres solutions ? Et il y en a : faire revenir des gens dans le massif des Maures, mais sur la base de ce que faisaient les anciens. Le liège n'a plus aucun intérêt, ce n'est pas rentable ? Peut-être, mais faisons revenir les chevriers, faisons venir des apiculteurs. Or ces gens-là, on ne les favorise pas parce qu'on préfère faire travailler les machines [référence aux engins utilisés pour créer et entretenir les ouvrages DFCI]. *C'est ça la réalité. »* (Habitant).

Par ailleurs, un certain nombre d'acteurs dénonce aussi le « biais économique » introduit par cette gestion « artificielle » du feu : les gestionnaires du risque, de par leurs choix, leurs demandes ou les recommandations qu'ils émettent, accroîtraient par la même occasion leur « notoriété », voire même leurs « revenus ». Le SDIS, les équipes techniques du Conseil Général ou encore les chargés de PIDAF sont parfois comparés à des agents privés agissant comme des « *lobbies* » et poussant les décideurs à investir dans l'achat de moyens techniques et à la création d'ouvrages et d'équipements DFCI en forêt. Il s'agit là d'une critique qui vient le plus souvent des acteurs « exclus » de la gestion du risque et qui est adressée aux acteurs ayant le plus d'influence sur cette gestion :

« Aujourd'hui, la logique DFCI est celle des robinets ouverts pour les subventions, avec un lobby important qui ne veut surtout pas que ces robinets soient fermés parce qu'il y a des équipes qui se sont montées, avec l'acquisition d'un matériel très prestigieux, et ces équipes elles tournent pour amortir le matériel et en commander d'autres. Il faut démontrer que tout ce personnel et tout ce matériel sont nécessaires. OK, la DFCI c'est très bien, je ne la remets pas en cause si elle est bien faite, parce qu'elle permet d'éviter des feux répétés qui eux sont très nocifs pour la biodiversité. Ce n'est pas à remettre en cause. Par contre, il y a certains biais économiques... Il y a une énorme machine, énorme, qui concerne les APFM[10], les SIVOM[11], le Conseil Général, etc. Le fric tombe du ciel et on peut se faire plaisir. Lorsque le sacrosaint pompier dit : « on met un pare-feu ici », l'année suivante il dit « bon, on va plutôt le mettre sur la crête », et puis l'année d'après il dit « ah ben non, on va le mettre sous la crête»… Ce sont trois pare-feu qui peuvent aller jusqu'à 150 mètres ! Cela se fait au profit du système, de la machine DFCI, et au détriment de la forêt » (Habitant[12]).

« Pour les responsables de PIDAF et leurs services, plus ils gèrent de chiffre d'affaires, plus ils ont des équipes nombreuses et d'importants moyens techniques, plus ils montent en notoriété et en carrière. Et ça, dans certains endroits des Maures, c'est flagrant. Le risque d'incendie est tellement important et dramatique qu'il prime sur tout. Donc aujourd'hui tous ceux qui gèrent ce risque de près ou de loin passent au-dessus de tout le monde y compris en termes de légalité, notamment par rapport à la protection de la faune et la flore » (Association de protection de la Nature).

« Il y a toute une économie de la DFCI qu'on essaie de nous vendre à tout prix ! » (Elu local).

« Tous ces gens chargés des PIDAF, vous imaginez un peu tout l'argent que ça leur rapporte ? En plus, c'est toujours les mêmes ! Il faudrait créer de la vie au lieu de faire passer des machines partout… » (Agriculteur en forêt).

« C'est un système qui s'auto-entretient : plus on installe d'équipements en forêt, plus on crée de pistes DFCI et de pare-feu, et plus on a besoin de gens et de moyens pour entretenir tout cela… » (Agent ONF).

---

[10] Créés en 1999 à la suite de revendications de la communauté harkie, les APFM sont des ouvriers forestiers encadrés par l'ONF. Le schéma initial prévoyait dans le département du Var 6 unités de 9 ouvriers, soit 54 personnes. Pour l'heure, le département ne dispose que de 4 unités (Le Muy, Bormes-les-mimosas, Saint Maximin et Saint-Raphaël), soit 36 ouvriers. Depuis 1985, les APFM participent au dispositif de patrouilles estivales armées (porteur d'eau léger, vigies) et à l'entretien des ouvrages DFCI le reste de l'année (DDAF 2008 : 23).

[11] Syndicat Intercommunal à Vocation Multiple. Les SIVOMS déterminent les zones à débroussailler en application du PIDAF et en partenariat avec la Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM), le Conseil régional (CR), le Conseil général du Var (CG) et les services de secours locaux. Les aménagements consistent en la création et l'entretien de points d'eau, de pistes, de signalétique, etc. Pour l'ensemble de ces travaux, les SIVOMS réalisent eux-mêmes certaines opérations ou assurent la seule maîtrise d'ouvrage selon les cas de figure.

[12] Ici, nous faisons le choix de ne pas préciser la « casquette » officielle de la personne citée pour garantir la confidentialité des propos qu'elle a tenus. S'agissant aussi d'une personne qui habite en forêt, nous avons préféré associer son témoignage à cette catégorie d'acteurs à laquelle elle appartient de toute façon.

A partir de cette première critique, il est déjà possible d'entrevoir plusieurs positionnements clairement différents par rapport à la gestion du feu. Le degré de professionnalisation et de technicisation de cette gestion, le rôle central attribué aux coupures de combustible, et le possible redéploiement d'activités économiques en forêt constituent les principaux facteurs de discrimination.

5.1.2.2 Une gestion « inefficace »

Deuxièmement, certains des acteurs rencontrés critiquent aussi l'efficacité de la gestion actuelle du feu. Ces critiques s'adressent aussi bien à la prévention qu'à la lutte. Par rapport à la première, certains considèrent les moyens de surveillance actuels excessivement techniques et inadaptés :

> *« Pas loin d'ici, vous avez un parking avec des dizaines et des dizaines de voitures soit disant de protection contre l'incendie. Mais des voitures qui passent sur les pistes, ça ne sert à rien ! Il suffit d'un gars bien placé à la vigie de la Tour de Notre Dame des Anges[13], le moindre départ de feu, il le voit. Il vaudrait mieux faire des économies sur tous ces 4x4 flambant neufs, puis investir l'argent pour que des zones soient ouvertes sur le long terme »* (Eleveur).

D'autres acteurs critiquent également l'efficacité des coupures de combustible. Nous ne parlons plus ici de leurs coûts, mais de leurs caractéristiques techniques et de leur performance en tant que parades au risque « feux de forêt ». A ce sujet, l'avis général dans les Maures semble fortement influencé par le retour d'expériences publié après les grands feux de 2003 (Perchat & Rigolot 2003). La plupart des acteurs partagent en effet les conclusions de ce rapport selon lequel : (i) les coupures latérales permettent de jalonner efficacement le feu, même lorsque celui-ci prend une ampleur considérable ; (ii) les coupures frontales peuvent être facilement franchies par le feu, notamment lorsqu'elles sont positionnées en crête et plus généralement, en cas de fort mistral ou de très grands incendies ; et (iii) les coupures existantes sont d'autant plus efficaces si elles sont effectivement utilisées par le SDIS.

A côté de ces affirmations majoritaires, certaines critiques sont également à considérer, comme par exemple : l'inflammabilité des ouvrages mal entretenus ; l'(in)utilisation des coupures par les Sapeurs-Pompiers ; ou encore, le risque induit par l'utilisation illicite des ouvrages DFCI.

> *« (…) Passer un coup de girobroyeur tous les 5 ans, ça ne sert pas à grand chose. C'est propre sur le coup, mais ça ne fait que tailler la végétation qui va repartir de plus belle »* (Eleveur).

> *« On n'est pas toujours d'accord avec leur façon de défricher : quand on coupe les arbres, la lumière incite la repousse »* (Ingénieur forestier).

> *« C'est du fric que l'on fout en l'air. Ça ne sert à rien. En 2003, j'ai vu des choses inadmissibles. C'est inadmissible, par exemple, que l'on ait fait tous ces travaux et que les pompiers n'y soient même pas allés parce que soit disant ils n'avaient pas reçu l'ordre »* (Elu local).

> *« On a fait beaucoup d'ouvrages et on s'aperçoit aujourd'hui que le SDIS n'a aucune intention de les utiliser ! Ils ne se servent que des pistes goudronnées »* (Membre de la COFOR).

[13] Le sommet de Notre-Dame-des-Anges est le point culminant du massif des Maures, à 767 m d'altitude.

« L'ouverture de pare-feux implique l'ouverture de pistes, et l'ouverture de pistes c'est des gens qui viennent en forêt, et des gens en forêt c'est des départs de feu… ça aussi c'est un sacré biais ! Encore plus de ramasseurs de tortues, de motos, de braconnage… Moi je pense que moins on ouvre de dessertes, mieux se porte la forêt méditerranéenne » (Agent ONF).

« Je suis de ceux qui pensent que les pistes DFCI, particulièrement nombreuses dans les Maures mine de rien, sont source d'incendie parce que de fait, elles sont ouvertes à la circulation. Même si c'est interdit, dans la pratique, il y a plein de gens qui les empruntent, les chasseurs et conducteurs de quads entre autres. Comme l'ONF a de moins en moins de gardes, il est très difficile de contrôler l'accès à ces pistes. Et puis il y a des consignes dans les mairies de laisser faire, parce qu'il n'y a pas photo entre des randonneurs qui viennent juste d'acheter une paire de chaussures à Décathlon et qui vont pique-niquer une boîte de sardines sur la colline, qui ne rapportent rien au village, et des quads ou des 4x4 qui emmènent des gens qui ont de l'argent et qui vont probablement manger au resto ou vont se loger dans le village. La tendance ne fait que se renforcer puisque les Maures sont enchâssés entre plusieurs agglomérations qui sont en plein essor et deviennent une aire de jeu… » (Association de protection de la nature).

De manière générale, aucun acteur ne remet en cause l'idée de cloisonner le massif afin de limiter l'impact des grands incendies de forêt. Il s'agit là d'un principe de base globalement partagé. A partir de ce consensus, deux positionnements se dégagent clairement. Dans le premier de ces positionnements, le redéveloppement d'activités économiques en forêt est considéré irréaliste dans le contexte socio-économique actuel. Les ouvrages à vocation DFCI sont donc perçus comme la seule réponse viable face à la continuité végétale du massif. Selon les cas, cette réponse peut être considérée définitive ou temporaire. Pour certains acteurs, en effet, une partie des ouvrages existants constituent un premier pas vers un redéploiement localisé d'activités en forêt ; les ouvrages en question auraient donc une vocation transitoire. Les activités envisagées (le sylvopastoralisme notamment) ne sont cependant entrevues que dans quelques zones du massif très délimitées et uniquement à moyen/long terme. Au contraire, d'autres acteurs plus pessimistes par rapport aux possibilités de redéveloppement de ces activités, perçoivent les coupures comme un outil de gestion permanent et ne conçoivent la présence d'éleveurs subventionnés que comme une option de débroussaillement complémentaire aux travaux mécaniques sur les coupures DFCI. La présence de ces travailleurs en forêt répond plutôt à une stratégie de gestion du risque qu'à une volonté réelle de réaménagement du massif :

« La solution au feu n'est pas de recréer quelque chose ! Je ne vois pas l'intérêt de relancer une économie vivrière comme celle qui existait autrefois dans les Maures. Economiquement, c'est complètement inviable. Le feu exige du concret, des actions rapides. Pareil pour le pastoralisme ou la filière bois-énergie. Ce ne n'est pas des déclencheurs. Ce sera peut-être des bénéficiaires de la gestion, mais pas le contraire. Aujourd'hui, il faut intervenir rapidement et artificiellement dans la forêt. Ce ne sont pas ces activités qui vont apporter une réponse ! » (Agent ONF-DFCI).

Le deuxième positionnement, quant à lui, conditionne l'efficacité des coupures à l'existence d'activités économiques en forêt, que ce soit l'élevage, l'apiculture, le maraîchage ou l'exploitation forestière. Des activités touristiques « douces » sont aussi évoquées (gîtes forestiers, promenades guidées, etc.). De ce point de vue, des coupures de combustible circonscrites au seul enjeu DFCI et dépourvues d'une présence humaine active, ne peuvent être utiles à la contention du feu :

« Autrefois, les massifs étaient beaucoup plus morcelés et les gens participaient à gérer le feu. Aujourd'hui, si on regarde ce qui s'est passé pour certains grands feux, avec beaucoup de pompiers et beaucoup de moyens, on constate que le feu s'est propagé sur 200 mètres de bordures agricoles. Il y a 50 ans, il y aurait eu trois ou quatre paysans pour l'arrêter » (Ingénieur forestier).

« Ce genre d'ouvrages faits à coups de milliards ce n'est pas terrible [référence aux ouvrages DFCI]*… Aujourd'hui on se rend compte que ce n'est pas forcément bon d'écraser la forêt comme ça… Il faut écouter les gens qui habitent en forêt et qui ont connu le feu. Il faut réfléchir autrement. (…) Surtout, il faut des terrains cultivés, parce que le meilleur pare-feu, c'est la culture. On l'a vu là en 2003 : c'était propre comme ça, il y a eu des flammes de 50 mètres de haut. Les arbres se sont enflammés avant que le feu n'arrive. Je n'avais jamais vu ça. Par contre, les vignes et ces terres qui étaient travaillées ont fait que ce qui était derrière ne s'est pas embrasé. En dehors des cultures, le feu de cimes ne s'est pas arrêté, il s'est propagé. C'est la ferme et les cultures qui sont autour qui ont calmé le feu. C'est ça qui a permis qu'il y ait une discontinuité dans le phénomène de combustion. S'il n'y a personne pour l'arrêter, le feu passera. Ça sera avec un peu plus de temps, mais il passera. On le sait »* (Eleveur-Agriculteur en forêt).

En ce qui concerne la lutte contre le feu, nombreux sont les acteurs qui soulignent le caractère extrême des grands incendies de 1990 ou 2003 et la difficulté à les gérer. Le travail réalisé par les Sapeurs-Pompiers lors de ces feux est souvent mis en avant. L'efficacité du SDIS dans la maîtrise des feux naissants (de moins d'un hectare) est, elle aussi, très souvent évoquée lors des entretiens :

« Les pompiers sont très efficaces sur les départs de feu. Il y a eu une amélioration très importante avec un développement de la surveillance et du quadrillage. Mais quand le feu devient un incendie, il est alors très difficile d'intervenir » (Propriétaire forestier).

Cela dit, des critiques existent par rapport à certains choix de gestion du SDIS, notamment en ce qui concerne l'attaque du feu et l'utilisation des ouvrages DFCI. Plusieurs acteurs évoquent par ailleurs la méconnaissance dont feraient preuve les nouveaux officiers par rapport au milieu forestier méditerranéen, ainsi que l'analogie qu'ils auraient tendance à faire entre le feu urbain et l'incendie de forêt. Enfin, sont aussi évoqués l'achat de moyens techniques non adaptés à la réalité du terrain, et le caractère excessif des demandes du SDIS par rapport aux caractéristiques des ouvrages DFCI (largeur, équipements, etc.). De manière générale et comme dit par ailleurs, on constate une méfiance palpable dans la plupart des catégories d'acteurs vis-à-vis du SDIS.

« Aujourd'hui, face au feu, la population attend l'expert pompier, mais celui-ci a une connaissance trop théorique et n'est pas assez proche de la réalité du terrain » (Ingénieur Forestier).

« Les pompiers se sont beaucoup modernisés. Tous ces nouveaux moyens ne sont pas forcément négatifs, sauf que parfois on perd le bon sens… Il faudra bientôt des autoroutes pour faire passer leurs camions ! » (Agent ONF).

« Les pompiers ont des camions trop grands ! Ici ce n'est pas Paris ! Les pompiers de La Garde Freinet en ont un énorme et qu'est-ce qu'ils en font ? Rien ! Ils ne le sortent jamais de la caserne car il n'est pas adapté, il n'y a aucune piste qui soit assez large ! Cela coûte la peau des fesses.

Avec cet argent, on aurait pu débroussailler des hectares et des hectares. Les pompiers, eux, ce qu'ils veulent c'est avoir de plus en plus de matériel, de plus en plus sophistiqué » (Habitant).

« Les pompiers ne vont pas en forêt ; Ils ont l'ordre de rester à la route. C'est très rare de voir des types qui s'engagent. Les pompiers sont trois kilomètres derrière avec leurs camions… En fait si, il y a quelques pompiers qui sont avec nous, parce qu'ils pensent comme nous, mais ils ne peuvent pas agir pour des raisons de hiérarchie » (Chargé de PIDAF).

« Les quelques jours de grands feux c'est la panique totale. Les coupures DFCI ne sont pas utilisées ou elles ne le sont qu'après le passage du feu. Aussi bien chez les nouveaux habitants des Maures, que chez les jeunes officiers des pompiers, on ne peut plus parler de culture du feu. Celui-ci est perçu comme un feu dans un immeuble, qu'il faut éteindre dans tous les cas… Chez les jeunes pompiers, on voit de plus en plus une peur d'aller affronter le feu en forêt. Quand vous voyez les vieux pompiers dans les villages, ils allaient affronter le feu. Maintenant, on n'affronte plus le feu, on l'attend ». (Ingénieur agro-pastoral).

« Parfois on a des décisions un peu incompréhensibles sur certains feux. En 2003, le feu a éclos sur la commune de Vidauban, proche de l'aire de service de Vidauban sur l'Autoroute A8. C'est une plaine agricole d'un kilomètre, ce n'est pas la forêt dense… Il n'y avait qu'un endroit où il fallait mettre du monde, et ça n'a pas été fait. J'ai dit au lieutenant-colonel de tout mettre là [il montre du doigt sur une carte l'endroit en question]*, mais il a décidé de tout placer là-bas. Lorsque les gens du RCC[14] qui ont fait le retour d'expérience disent que les coupures frontales n'ont pas marché, ils ne disent pas que s'il y avait eu quatre pompiers ici, le feu aurait été évité ! Tout sur la plaine était débroussaillé, sauf cette faille où il fallait agir. (…) Le travail du RCC a été sous contrôle du Colonel XXX ; il a utilisé le fait qu'il était le seul contact entre les forestiers et les Pompiers pour demander au RCC de ne pas dire des choses qui auraient été irréversibles. La vérité est que les Pompiers ont fait une connerie, mais ce n'est pas diplomatique de le dire. (…) Après, c'est sûr qu'il est plus facile d'être dans une association et de critiquer que de donner les ordres le jour d'un grand feu… »* (Chargé de PIDAF).

Sur le terrain, ce manque de confiance croissant vis-à-vis du SDIS se traduit par une demande qui prend peu à peu de l'ampleur : celle de la création d'une garde forestière ou d'un corps de sapeurs-forestiers autonome et spécialisé dans la gestion des feux de forêt :

« Ce qui me manque par rapport aux sapeurs-pompiers c'est justement qu'ils aillent dans la direction de la création d'une unité spécialisée en incendies de forêt, comme aux Etats-Unis ou en Espagne. (…) Aujourd'hui, il y a chez les pompiers un souci de responsabilité qui les freine dans tout type d'action innovante. Autrefois, les pompiers c'était des agriculteurs, des chasseurs... L'état d'esprit était complètement différent à celui d'aujourd'hui. Il n'y a plus la même cohésion entre les sapeurs-pompiers et les gens de la commune. Les gens se sentent repoussés par des pompiers qui ont beaucoup de théorie, beaucoup de hiérarchie et pas tellement de pratique de

[14] Réseau des Coupures de Combustible. Créé en 1992 sous l'impulsion de l'INRA, le RCC constitue un réseau d'échange d'informations sur les coupures de combustible dans lequel participent aussi bien des scientifiques (INRA, CEMAGREF), que les Sapeurs-Pompiers (SDIS), divers gestionnaires locaux (SIVOM, ONF, COFOR, etc.), des organismes de conseil (CERPAM, Chambres d'Agriculture), ainsi que des représentants de l'Etat (DDTM) et des collectivités territoriales (CG, CR).

feux de forêt. (…) Les pompiers n'ont pas su remplacer les gens expérimentés en matière de protection de la forêt contre le feu. Si ce genre d'unités n'est pas développé, d'ici quelques années on n'aura plus aucun pompier sachant attaquer un feu ! On sent de façon très palpable une perte de compétence » (DDTM[15]).

« Le SDIS a peur de lâcher la gestion exclusive du feu. Ils ont peur par exemple, que les CCFF deviennent à terme une garde forestière qui gère les feux de forêt » (Membre de la COFOR).

« Il faudrait que nous, propriétaires forestiers, arrivions à dire : « stop ! On n'en veut plus de votre gestion ! Vous êtes bien gentils mais vous restez là-bas. Ici c'est chez nous, on va prendre la forêt en charge ». Il faudrait monter une garde forestière des Pays des Maures » (Propriétaire forestier).

5.1.2.3 Des communes de plus en plus « dépendantes » vis-à-vis des bailleurs de fonds et des moyens techniques du SDIS

Par ailleurs, une partie des acteurs que nous avons rencontrés évoque aussi la situation de dépendance financière dans laquelle se trouvent la plupart des communes par rapport aux principaux bailleurs de fonds (Etat, Conseil Régional, Conseil Départemental) :

« Nous cherchons des subventions pour créer des pistes, mais surtout pour les entretenir. Vous savez, les communes sont la plupart endettées… Il n'y a pas d'argent, surtout pour le mettre dans des pistes au milieu de la forêt » (Elu local).

« Les communes manquent de plus en plus d'autonomie par rapport aux financeurs, il y a un problème de dépendance qui s'accentue au fil du temps. Mais en même temps, c'est aux communes de développer des activités qui pourraient financer l'entretien de la forêt ! » (Technicien forestier).

« Depuis quelques années, la demande de financements de la part des Communes dépasse largement l'offre du Conseil Général et du Conseil Régional. Celui-ci semble se replier depuis deux ou trois ans. Les communes doivent donc faire de plus en plus d'efforts pour financer l'entretien de leurs équipements » (DDTM).

Plusieurs élus locaux ont la sensation d'être « piégés » (terme employé hors micro par un adjoint à l'environnement) dans un processus dans lequel ils n'ont plus leur mot à dire et où le fossé se creuse progressivement entre d'un côté, les décideurs et de l'autre côté, les responsables sur le terrain (élus et chargés de PIDAF). Cet avis est d'ailleurs partagé par plusieurs catégories d'acteurs :

« Les acteurs qui dirigent la gestion du feu n'ont pas de relation directe avec les administrés » (Elu local).

« Le problème c'est que les responsables ne sont pas ceux qui décident ! Par exemple, les ouvrages DFCI sont décidés par le Conseil Général et par le Conseil Régional, mais si jamais il y a un problème, le responsable c'est le Maire de la commune où le problème a lieu. Pareil pour la

[15] Direction Départementale des Territoires et de la Mer.

gestion de la crise en cas d'incendie : c'est le SDIS qui gère, mais c'est le Maire qui est responsable » (membre de la COFOR).

« Le système de la DFCI est aberrant, tout est décidé par l'administration. Il y a plein de spécialistes qui font des forums et des rencontres sur la forêt, mais combien parmi eux y habitent vraiment ? Dans ce genre de réunions il faut qu'il y ait des gens qui vivent et travaillent la forêt » (Agriculteur en forêt).

Aux dires des acteurs, la dépendance des communes va au-delà de l'aspect financier et concerne également la gestion du risque en tant que telle. Celle-ci s'étant technicisée au fil du temps, elle apparaît dans le système actuel comme ne plus pouvant être assumée que par des experts disposant de moyens extrêmement importants et des connaissances particulièrement codifiées et scientifisées. Ces experts sont d'ailleurs les seuls légitimés par la loi pour gérer le feu :

«Autrefois, dès qu'il y avait un petit feu, la population se mobilisait. Aujourd'hui ce n'est plus le cas. Au niveau des responsabilités, plus personne n'ose intervenir ou allumer un contre-feu. On attend tout simplement que les canadairs arrivent (…) » (Ingénieur forestier).

Cette situation de dépendance pousserait les élus et les administrés à appliquer (directement ou indirectement) des réglementations avec lesquelles ils ne s'identifient que très partiellement et avec lesquelles ils sont parfois en total désaccord. Ces réglementations sont donc souvent perçues comme des contraintes imposées de façon exogène par des décideurs dont les connaissances et les intérêts sont nettement différents des leurs. Pour certains, en outre, cette dépendance constitue un vecteur de vulnérabilité, dans la mesure où la maîtrise du phénomène est conditionnée à la disponibilité de moyens et que la gestion de ces derniers échappe complètement aux acteurs locaux :

« Aujourd'hui on a une énorme dépendance par rapport aux moyens aériens, ce qui n'était pas tellement le cas autrefois. On base tout sur la prévention des feux et sur leur tabassage aérien. Mais si jamais cette stratégie tombe à l'eau, alors qu'est-ce qui reste ? » (Chargé de PIDAF).

« Aujourd'hui, la réalité des Maures fait que la gestion du risque soit elle marche, soit elle ne marche pas du tout. On a un contraste beaucoup plus prononcé que lors des décennies précédentes. C'est blanc ou noir ! Si le feu s'échappe, on n'a plus personne pour l'attaquer en forêt. En 1979, j'ai vu des gens attaquer le feu dans des endroits aujourd'hui impensables. En 1990 et 2003, lorsque le feu est parti, on l'a attendu sur la côte… » (Chargé de PIDAF).

Certains acteurs réclament donc une prise de décisions verticalement décentralisée et, plus globalement, le passage (ou le retour…) à un système moins hiérarchisé, moins technique, dans lequel les habitants peuvent jouer un rôle important dans la gestion du feu en appliquant des connaissances et des savoir-faire moins formalisés :

« Le fait de savoir faire quelque chose à partir de rien, ça te délivre. Tu n'es plus démuni, tu deviens autonome, tu ne dépends plus de personne. Par rapport au risque c'est pareil. Soit tu es autonome et tu connais le feu, soit tu tombes dans l'assistanat et tu ne peux plus dépendre de toi-même. En 2003, ce ne sont pas les pompiers qui ont éteint le feu ; ce sont les habitants et le SIVOM qui l'ont maîtrisé grâce à la connaissance des anciens. C'est la liberté qui te permet de faire le choix juste, et le SDIS n'a pas cette liberté. Son côté militaire va à l'encontre de cette idée » (Association locale).

5.1.2.4 Une gestion en vase clos

La volonté de réappropriation de la gestion du feu exprimée par certains acteurs fait écho à un sentiment de « dépossession » et « d'exclusion » qui s'est progressivement accru pendant les deux dernières décennies. Plusieurs catégories d'acteurs se sentent en effet écartées de la gestion du phénomène et se voient dans l'impossibilité d'appliquer et de transmettre le savoir-faire qu'elles détiennent. A leurs yeux, le feu est désormais monopolisé par des experts trop éloignés de la réalité du terrain et surtout, excessivement hermétiques face à d'autres types de connaissances :

> *« Aujourd'hui, la gestion du feu est réservée au SDIS et il n'a pas l'intention de la lâcher. (…) On a l'impression que le problème du feu est limité à la gestion réalisée par les sapeurs-pompiers, lesquels disposent de sommes d'argent gigantesques »* (Ingénieur forestier).

> *« Avant, les paysans vivaient avec le feu, ils n'en avaient pas peur. Malheureusement, ces paysans sont devenus de moins en moins nombreux. Aujourd'hui, les forestiers nous n'avons plus assez de force pour nous faire entendre, on ne peut même plus crier. Le SDIS, les SIVOM, le Préfet… ils se sont tous auto-attribué une légitimité comme s'ils portaient le bon Dieu. Ils se sont dits : « c'est à nous de protéger les gens et pour cela on va investir plein d'argent ». Ils ont fait d'innombrables travaux, certains étaient bons hier, et aujourd'hui ils ne le sont plus. D'un côté, le monde rural a perdu son poids et d'un autre côté, le pouvoir administratif a pris de l'ampleur »* (Propriétaire Forestier).

> *« On n'a pas du tout le même langage* [en référence au SDIS]*. On a une connaissance de la forêt qui leur est utile, mais ils n'en veulent pas. (…) On nous fait faire des stages où ils veulent nous apprendre des techniques qu'on connaît déjà. Et quand on leur parle de contre-feux, ils nous disent que les pompiers sont là pour éteindre le feu et non pas pour le mettre ! Personnellement, je pense qu'on pourrait développer ce genre de techniques* [les contre-feux]*, mais malheureusement on en a perdu l'usage. On a perdu ça. On est obligé de le faire en cachette ! Celui qui le fait devient un criminel »* (Elu local).

> *« Ici, les experts n'écoutent jamais les gens du pays. Il faut s'arracher les poumons ou se mettre hors la loi pour pouvoir faire quelque chose. Dans notre commune, le Maire s'est mis tout le SDIS contre lui parce qu'il ne voulait pas réagir comme eux voulaient »* (Elu local).

> *« Le Pays des Maures, ce n'est pas eux* [référence au SDIS et aux chargés de PIDAF]*. C'est à nous de décider comment gérer le feu. Après, bien-sûr, si on dit qu'on ne veut plus réaliser tous ces ouvrages DFCI, ils vont utiliser le prétexte de la protection des biens et des personnes. Ils vont dire : « si demain il y a des gens qui meurent à cause de ça, c'est vous les responsables ». Et nous forestiers, devant ça, nous avons baissé les bras ! »* (Propriétaire Forestier).

La création des Comités de Massif par le Conseil Général répond à certaines de ces critiques et limite assurément la concentration de pouvoir dans les seules mains des experts. Cela dit, et comme le révèlent nos entretiens, certains des acteurs se disent « déçus » par la prévalence des pratiques préalables à ces Comités. D'autres acteurs, non inclus dans la démarche de concertation, se considèrent aujourd'hui encore plus exclus de la gestion du feu. La démarche de concertation lancée par le Conseil Général est donc perçue par les uns comme une avancée décisive dans la gestion du feu

vers un nouveau modèle de gouvernance, et par les autres plutôt comme un outil de légitimation et de perpétuation des relations de pouvoir existantes.

5.1.2.5 Une gestion axée sur la protection de l'habitat

Une cinquième critique également entendue sur le terrain concerne la finalité des parades déployées. Selon plusieurs acteurs, en effet, la gestion actuelle du feu est trop focalisée sur la protection de l'habitat et pas assez sur celle du milieu naturel (la protection de ces enjeux est le plus souvent perçue comme étant antinomique). Ce « glissement des parades » est une critique qui a été recensée dans d'autres territoires français (Clément 2005 ; Galtié 2006). Dans les Maures, elle est énoncée par plusieurs catégories d'acteurs et illustrée par plusieurs facteurs : l'abandon des ouvrages situés en forêt ; leur non utilisation en cas de crise ; l'achat massif de moyens techniques inadaptés au milieu forestier ; le développement d'ouvrages en zones d'interface ; etc. :

> *« Quand on augmente le budget destiné à la DFCI, on le présente aux propriétaires forestiers comme une aide à la forêt, mais vous pensez vraiment qu'ils vont toucher quelque chose de tout cet argent ? Le public croit que cet argent va aider la forêt, mais ce n'est pas le cas ! Cet argent est destiné à protéger l'urbanisation contre le risque d'incendie de forêt ! »* (Ingénieur forestier).

> *« Les pompiers ont toujours donné priorité à la protection des habitations par rapport à celle de la forêt. Maintenant ils disent que c'est fini, mais moi je ne les crois pas »* (Ingénieur agro-pastoral).

La critique du glissement des parades est à l'origine de plusieurs logiques distinctes. Certains acteurs y voient un argument justifiant le développement de coupures passives à l'intérieur du massif. Le but de ces ouvrages serait de stopper ou de freiner l'avancée du feu sans l'intervention des sapeurs-pompiers. Selon ce point de vue, la conception de ce genre d'ouvrages institutionnaliserait une situation qui existe de fait, puisque les coupures actuelles (conçues comme des coupures actives et réalisées selon les instructions du SDIS) ne sont que rarement utilisées par les Sapeurs-Pompiers. Le développement des coupures passives irait par ailleurs dans le sens d'une répartition des rôles entre d'un côté le SDIS, assumant la gestion du risque en milieu urbain et semi-urbain, et d'un autre côté les forestiers (propriétaires, CRPF[16], ASL[17], chargés de PIDAF, etc.), assumant plutôt la gestion du risque en milieu forestier.

[16] Centre Régional de la Propriété Forestière. Etablissement public sous tutelle du Ministère de l'Agriculture, le CRPF est administré par des propriétaires forestiers élus pour 6 ans, et dirigé par un ingénieur du Génie rural et des Eaux et forêts. En tant qu'organisme de conseil pour les propriétaires forestiers privés, le CRPF a pour vocation de promouvoir les règles de bonne gestion sylvicole et de représenter les propriétaires dans différentes instances régionales de concertation touchant à la forêt : réglementation de la chasse, orientation de l'agriculture, sites classés, prévention des risques, etc. Ses compétences sont à la fois statutaires et techniques.

[17] Association Syndicale Libre de Gestion Forestière de la Suberaie Varoise. Elle a été créée en 1991 suite aux grands incendies de 1989 et 1990, pour inciter les propriétaires forestiers privés à rénover, gérer et entretenir leurs forêts. Il s'agit d'une structure associative de droit privé qui regroupe des propriétaires forestiers dont le but est de constituer des unités de gestion forestière. Ces propriétaires confient à l'ASL la gestion forestière de tout ou partie de leurs propriétés pendant 5 ans.

D'un autre point de vue, le glissement des parades découle d'un nouveau rapport de valeurs entre les enjeux exposés. Autrement dit, c'est parce que la forêt n'a plus assez de 'valeur' face aux enjeux touristique et immobilier qu'elle n'est plus protégée. Pour les acteurs adoptant cette perspective, une telle hiérarchisation est difficilement renversable dans le système socio-économique actuel. Néanmoins, la gestion du risque pourrait être réorientée et les budgets réalloués spatialement vers l'arrière-pays si celui-ci est perçu comme étant nécessaire au développement urbain et touristique :

> *« Toute l'économie du littoral dépend de la survie de la forêt. Certes, les touristes cherchent la plage, mais si derrière il y a tout un massif brûlé et déprimé, ils iront ailleurs ! C'est comme lorsque les intermittents du spectacle avaient fait grève à Avignon il y a deux ou trois ans : tous les commerçants de la ville se sont plaints car ils ne gagnaient plus d'argent. Mais est-ce qu'auparavant ils s'étaient inquiétés de la situation des intermittents ? C'est le même système entre le massif des Maures et le littoral. Un jour, lorsque le massif sera totalement cramé, les gens du littoral diront qu'ils perdent de l'argent à cause de la dégradation du massif forestier… »* (Ingénieur forestier).

5.1.2.6 Une gestion excessivement complexe d'un point de vue administratif

Enfin, une critique que nous avons aussi entendue lors de nos entretiens est celle de la « nébuleuse administrative » qui entoure la gestion du feu et plus concrètement, les travaux de prévention en milieu forestier. Plusieurs acteurs évoquent en effet la juxtaposition de différents PIDAF à l'intérieur du massif (nous en comptons jusqu'à neuf dans le territoire d'étude), ainsi que le décalage qui s'ensuit entre les délimitations administratives et celles propres à la gestion du risque (Labadie 2007 : 128). Comme le rappelle une partie des acteurs, s'ajoute à cette pluralité de plans de débroussaillement, la diversité formelle des structures qui en ont la charge : Communautés de Communes, SIVOM, SIVU, régies municipales, etc. Face à cette multiplicité de cadres de référence et d'acteurs, plusieurs structures de gouvernance ont été créées (ou sont en projet) dans le but de donner une certaine cohérence territoriale à la gestion du feu et de la forêt. Sont ainsi déjà apparus dans le paysage administratif le PDPFCI[18], les Comités de Massif, un Syndicat Mixte, etc.. Malgré un impact jugé globalement positif, la coexistence de ces structures a dans certains cas aggravé l'incompréhension globale du système. Aujourd'hui, peu de personnes externes aux organismes cités sont capables d'expliquer qui fait quoi dans les Maures par rapport à la question du feu et de la forêt :

> *« Il y a trop de couches : les PIDAF, la CFT[19], les Comités de massif, le PDPFCI… Mais finalement, très peu est fait sur le terrain ! C'est trop lourd, on a du mal à savoir qui fait quoi. Il y a beaucoup de réunions, mais peu de suivi. Et puis, tous ces acteurs empêchent l'existence d'un interlocuteur clair, facilement identifiable. Les gens sont perdus ! »* (Elu local).

> *« Dans les Maures, il y a beaucoup de maîtres d'ouvrages pour les PIDAF, et ceux-ci sont très différents, avec des niveaux d'engagement et de connaissances très hétéroclites ! Il y a deux*

[18] Plan Départemental de Protection de la Forêt Contre les Incendies. Les PDPFCI ont pour objectifs d'une part, la diminution du nombre d'éclosions de feux de forêts et des superficies brûlées, d'autre part, la prévention des conséquences de ces incendies sur les personnes, les biens, les activités économiques et sociales et les milieux naturels (article R 321-15 du Code Forestier). Le PDPFCI du VAR a été approuvé en Décembre 2008.

[19] Charte Forestière de Territoire.

intercommunalités principales, le SIVOM « Pays des Maures » et la Communauté de Communes « Cœur du Var ». (…) Puis après, c'est une commune par ci, l'autre par là. C'est un peu le bazar... On a deux organismes qui essaient de nous coordonner : le Conseil Général, qui nous a placés sous les Comités de massif ; puis la COFOR, qui essaie de nous regrouper dans un syndicat mixte. Par ailleurs, la DDAF[20] travaille sur les fameux PDPFCI. Ça fait beaucoup trop d'organismes… » (Chargé de PIDAF).

Les effets de cette complexité administrative sont variés : elle peut entraîner des incohérences dans la gestion des budgets destinés à la DFCI, démotiver une partie des acteurs, etc. Dans ce contexte, certains acteurs réclament la création d'une structure de gouvernance unique, compétente sur l'ensemble du massif par rapport au feu, mais aussi par rapport à l'aménagement du territoire. Pour certains, cette structure pourrait être un PNR, pour d'autres il pourrait s'agir plutôt d'un Syndicat Mixte (CFT)…

« Il faut une structure fédératrice qui puisse guider et accompagner les gens motivés. Il y a beaucoup de projets, mais on ne sait pas les mener » (Elu local).

En conclusion de cette section, nous pouvons distinguer trois types de positionnements par rapport à la façon dont le feu est géré dans les Maures (figure 5.3) :

(i) un premier positionnement consiste à prôner la continuité : la gestion du feu ne connaîtrait pas alors de transformations significatives, mais ne resterait pas pour autant figée et identique à son état présent. Les modifications éventuelles s'inscriraient cependant dans une logique similaire à celle qui caractérise la situation actuelle ;

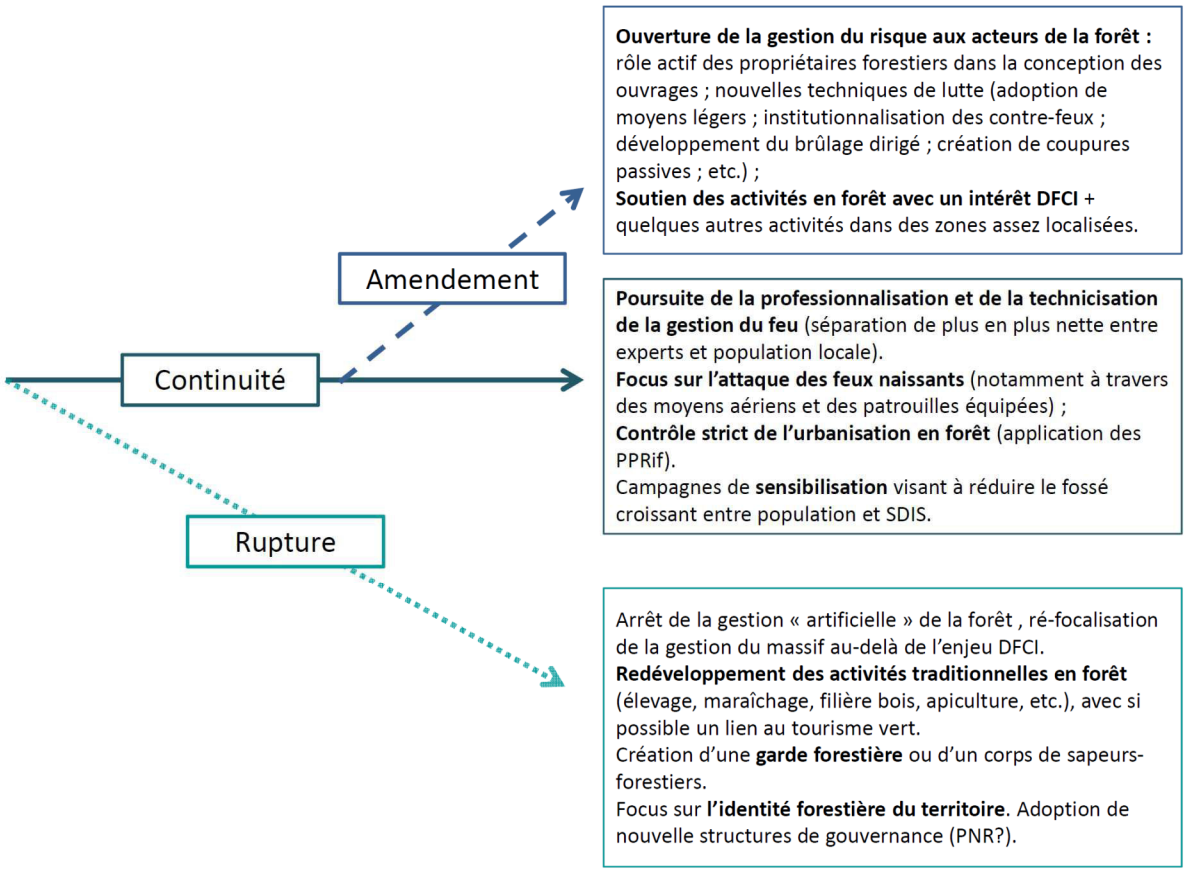
(ii) Un deuxième positionnement consiste à réclamer d'importants amendements par rapport au type de gestion du risque qui est aujourd'hui appliquée sur le terrain. Cela déboucherait sur un nouveau partage des responsabilités au niveau des gestionnaires du risque et sur l'implémentation de nouvelles techniques aujourd'hui décriées, mais il n'y aurait pas cependant de changement de paradigme par rapport à la gouvernance du massif forestier (dans le sens où le contexte socio-économique ne serait pas bouleversé) ;

(iii) Enfin, un troisième positionnement associable aux acteurs aujourd'hui exclus de la gestion du feu consiste à demander un réaménagement global du territoire.

Ces trois positionnements font partie des prémices des « scénarios de vie avec le feu » que les acteurs seront invités à évaluer (chapitres 8 et 9).

[20] Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt. Depuis Janvier 2010, la DDTM (Direction Départementale des Territoires et de la Mer) a repris les compétences des Directions Départementales de l'Agriculture et de la Forêt, de l'Equipement et des Affaires Maritimes.

Figure 5.3 : Les trois positionnements identifiés à partir des critiques repérées sur le terrain à l'égard de la gestion actuelle du feu



Source : auteur

5.1.3 Les interprétation(s)du feu

L'Analyse Institutionnelle a également mis en évidence la pluralité de perspectives à travers lesquelles le phénomène du feu peut être appréhendé. Celui-ci s'avère être en effet intrinsèquement multiple et plurivoque, faisant l'objet d'une polyphonie de discours et de significations concomitantes aussi bien dans la littérature scientifique que sur le terrain. Théoriquement, ces perspectives ne sont pas forcément exclusives les unes par rapport aux autres et peuvent être adoptées simultanément par un même acteur selon le contexte dans lequel il se trouve. Dans la majorité des cas, cependant, les personnes tendent à se focaliser sur un angle particulier et formulent des attentes et des craintes en conséquence.

Une idée semble être partagée par l'ensemble des acteurs : la fréquence et l'intensité des derniers très grands feux dans les Maures (1979, 1990, 2003, etc.) a un effet négatif sur la forêt.

« Une menace très importante pour le massif des Maures c'est la récurrence, la répétition des feux. Les spécialistes ont estimé qu'avant l'avènement du tourisme et l'affluence des gens dans le massif des Maures, le feu passait en moyenne tous les 200 ans au même endroit. Aujourd'hui cette moyenne est tombée quasiment à 50 ans, et dans certains secteurs comme Sainte-Maxime on a même 3 feux en 50 ans ! Là on le voit clairement : la forêt est en train de disparaître » (Association de protection de la Nature).

Au-delà de ce constat globalement partagé, les différentes interprétations du feu révèlent des croyances de base sur lesquelles reposent les positionnements des acteurs locaux, ainsi que les stratégies de gestion que ceux-ci sont susceptibles de proposer. Souvent, ces croyances opposent diamétralement les différentes catégories d'acteurs et mettent en relief l'ambiguïté du phénomène. Dans ce sens, et comme le remarque Pyne (2001 : 109), le feu ne constituerait pas tant une question de moyens techniques ou de savoir scientifique qu'un problème de valeurs :

« Le feu est un sinistre à répétition. C'est tout ce que j'ai à dire. Votre approche ne m'intéresse pas. Le problème actuel consiste à savoir comment mieux combattre le feu par la lutte et comment limiter ses effets par la prévention. Tout le reste c'est de la foutaise ! » (Propriétaire Forestier)

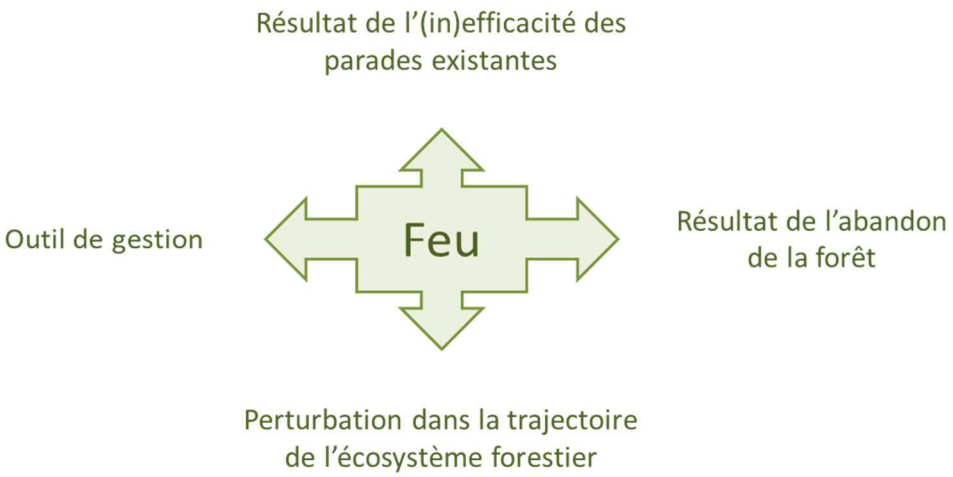
« Je travaille dans le milieu méditerranéen depuis des années. On a des milieux qui sont en équilibre instable et qui demandent peu de chose pour passer du méditerranéen au semi-aride, avec tout ce que cela implique. Je ne vois pas comment les mêmes personnes qui disent que le feu est naturel peuvent s'opposer en même temps à la destruction de la forêt amazonienne. Il y a un problème là… Si le feu est vraiment naturel, alors laissons faire partout ! C'est du sectarisme ! » (Chargé de PIDAF).

« Le feu n'est pas plus qu'un phénomène naturel, brutal peut-être… mais au même titre que le gel ou tant d'autres phénomènes » (Agriculteur en forêt).

« Le feu a toujours existé dans les Maures. La flore est pyrophyte, elle est parfaitement adaptée au passage du feu. Il y a même des espèces qui survivent grâce au feu : la lavande des îles d'Hyères ou les cistes sont là parce que ça brûle. Si le feu ne passe pas, elles sont submergées par les plantes du maquis. Et puis, leurs graines survivent au feu. C'est un bel exemple du fait qu'aujourd'hui la flore des Maures est adaptée à un passage du feu pas trop récurrent quand-même (…). Le problème c'est la récurrence, la répétition des feux » (Association de Protection de la Nature).

L'Analyse Institutionnelle a permis d'identifier sur le territoire des Maures quatre interprétations divergentes du phénomène du feu (figure 5.4). Nous les présentons sommairement dans les paragraphes qui suivent.

Figure 5.4 : Les diverses appréhensions du feu identifiées à partir de l'Analyse Institutionnelle



Source : auteur

5.1.3.1 Le feu « catastrophe » : mise en exergue du devoir de protection des Autorités Publiques

Le feu peut tout d'abord être perçu comme une catastrophe, un fléau naturel, mais aussi social et économique. De ce point de vue, le feu détruit la forêt en anéantissant sa faune et sa flore ; il dévore aussi un patrimoine, réduisant brutalement le passé en cendres ; enfin, le feu met aussi en péril l'attrait touristique dont dépend l'économie locale (notamment à travers les images véhiculées par les médias). La magnitude du phénomène et de ses impacts dépasse la capacité d'action de la population et exige des pouvoirs publics d'apporter des solutions efficaces. L'Etat et les collectivités territoriales se doivent de protéger ces enjeux majeurs ou au moins, de donner aux acteurs locaux les moyens qui leur sont nécessaires. Dans cette logique, le « problème » du feu ne concerne pas tant le phénomène lui-même, sa genèse, que la gestion qui en est faite par l'être humain. Ainsi, lorsque le feu échappe aux gestionnaires du risque et franchit les parades prévues sur le terrain, il devient « une insulte à une société capable d'envoyer des hommes sur la Lune ou de maîtriser ses gènes, mais impuissante à arrêter des flammes »[21] :

> *« Mais comment est-il possible qu'au XXIe siècle les canadairs ne puissent toujours pas intervenir la nuit ? »* (Habitant).

Le feu « catastrophe » est parfois évoqué comme une conséquence de la transformation du territoire (extension de la forêt, fréquentation touristique accrue, enjeux de plus en plus exposés, etc.), mais il est le plus souvent associé aux moyens humains déployés et aux ressources financières mises à disposition des gestionnaires du risque pour le prévenir et le combattre. La focalisation de ce discours sur l'intervention humaine découle de la perception de celle-ci comme élément nécessaire, voire indispensable, pour la survie de la forêt face à la menace du feu :

[21] Voir : Strazzulla (1991 : 29).

« Moi, fils et petit-fils de forestier, ce que je vois c'est que là où le feu est passé deux ou trois fois, le milieu tend à la désertification. Si on continue comme ça, on n'aura plus qu'un désert, que des cailloux. (…) Sans l'action de l'homme, c'est la désertification totale du milieu » (Propriétaire Forestier).

La vision catastrophiste du feu est utilisée, entre autres, par les communes et les gestionnaires locaux dans leur quête de fonds en provenance des instances supérieures. Elle est aussi mobilisée par le SDIS, lorsque celui-ci justifie ses moyens et la concentration de pouvoir en son sein :

« Le discours des écologues me choque. Dans le cas des Maures, le feu a un rôle destructeur. Il s'agit bel et bien d'une catastrophe naturelle. Nous devons limiter les dégâts en protégeant les habitations et certaines zones naturelles de valeur particulièrement importante » (DDTM).

« Dans le Var, aujourd'hui, le bassin à très haut risque n'est plus cantonné au massif des Maures. On n'est pas à l'abri d'un feu catastrophe parcourant tout le département. Le Var est de plus en plus boisé et urbanisé. Si on a partout des campings et des maisons encerclées par le feu, ça va devenir très compliqué…» (Capitaine du SDIS).

La gravité de la situation exige un discours sans nuances, une gestion sans dissonances : le feu doit être éliminé. La tâche revient aux experts, seuls légitimés par la loi pour ce faire.

5.1.3.2 Le feu « dompté » : outil de gestion

Maîtrisé, « dompté » par l'être humain, le feu peut être aussi perçu comme un outil à diverses finalités. En effet, le feu peut tout d'abord constituer un outil de gestion sylvicole : la pratique du « petit feu », par exemple, était autrefois très courante dans les Maures (références). Suite à la crise sylvicole à la perte du savoir-faire qui s'en est suivie, et suite également à l'évolution d'une réglementation devenue de plus en plus contraignante, cette pratique est cependant devenue marginale. Aujourd'hui, le « petit feu » est le plus souvent évoqué comme l'illustration du passage d'une gestion du feu jadis populaire à celle aujourd'hui assumée par les experts :

« Autrefois, les paysans brûlaient très couramment (notamment dans les châtaigneraies). Ils mettaient le feu le soir et ça brûlait toute la nuit. Aujourd'hui le 'petit feu' a été repris par les experts, qui pratiquent de façon très technique le brûlage dirigé. C'est une technique peu coûteuse, mais il faut un encadrement et des conditions très particulières » (Habitant).

La désuétude du « petit feu » dans les Maures illustre également l'état d'abandon dans lequel se trouve une grande partie de la forêt privée. Cette pratique est donc évoquée par des acteurs qui réclament la relance des activités économiques traditionnelles dans la forêt locale :

« Il existe déjà des cours de formation sur le greffage des châtaigniers, destinés aux propriétaires forestiers. Pourquoi ne pas envisager des cours de formation au 'petit feu' ? Je me demande comment le SDIS prendrait ce genre d'initiative [ton sarcastique]*…* (Propriétaire Forestier).

Deuxièmement, le feu peut aussi constituer un outil de gestion du risque, aussi bien dans la prévention (brûlages dirigés) que dans la gestion des crises (feux tactiques). Le feu « dompté » est alors évoqué le plus souvent par des Chargés de PIDAF ou par les forestiers (ingénieurs, techniciens, propriétaires, etc.) qui réclament le développement de ces techniques face à l'immobilisme du SDIS.

Enfin, de par l'ouverture du milieu qu'il implique et les bienfaits qu'il peut avoir sur certaines espèces, le feu peut aussi constituer un outil de gestion de la biodiversité. Dans les Maures, cependant, cette conception est très minoritaire (associations de protection de la nature, ainsi que certains travailleurs de la forêt ou agents ONF). Par ailleurs, ce regard sur le feu est très mal perçu par les autres acteurs.

5.1.3.3 Le feu « sauvage » : résultat de l'abandon de la forêt

Un nombre considérable d'acteurs associe le feu tel qu'on le connaît aujourd'hui dans les Maures, à l'effondrement du système agro-sylvo-pastoral d'antan. De ce point de vue, si le feu a toujours existé dans ce territoire, son régime aurait été bouleversé et ses conséquences considérablement aggravées à cause de la déprise agricole et de la crise du secteur sylvicole local :

> *« La forêt s'est énormément développée. Elle n'a pas gagné en qualité, mais elle a gagné en surface. Et comme il y a de moins en moins de coupures agricoles, quand ça brûle c'est… c'est des incendies énormes. Il y a aussi de moins en moins de gens pour défendre la forêt, puisqu'autrefois c'était les agriculteurs qui défendaient la forêt et aujourd'hui il y a presque plus de gens qui habitent la forêt. Ils étaient disséminés dans les collines, ils vivaient du bois, ils faisaient du miel, des pois chiches, des fèves… En fait, il n'y avait presque plus de forêt, elle était limitée aux sommets. Tout le reste était cultivé et il n'y avait pas ces grands incendies. Tout a changé »* (Habitant).

Aux yeux de ces acteurs, le feu apparaît comme le révélateur des limites inhérentes au nouveau modèle socio-économique des Maures. Le feu constituerait ainsi le symptôme permettant de dévoiler la fragilité intrinsèque au processus de « balnéarisation » et de rurbanisation des communes du massif. Le dévoilage opéré par le feu serait d'ailleurs double : matériel d'un côté (le manque d'entretien de la forêt ayant aggravé l'aléa de propagation à travers la densification du sous-bois et l'extension de la surface boisée) ; intellectuel d'un autre côté (la vulnérabilité au feu ayant été accrue par l'évolution des valeurs sociales, la méconnaissance croissante de la forêt et la perte de la culture du feu). Celui-ci se serait logiquement émancipé de la tutelle humaine au point de devenir immaîtrisable :

> *« Ce qui est catastrophique ce sont les très grands feux. Mais qu'est-ce qu'un très grand feu ? C'est un petit feu qui n'a pas été contrôlé. Pourtant, ce n'est pas difficile de les éviter, mais il faut qu'il y ait des gens présents. Autrefois, il n'y avait pas autant de moyens comme il y a aujourd'hui, mais il y avait des gens qui habitaient la colline. Aujourd'hui il y a du monde dans la forêt, mais ce sont des gens qui ne font que « prendre » à la forêt, mais qui ne lui « donnent » rien en échange. Les gens viennent pour ramasser des asperges, pour ramasser des champignons, mais ils ne nettoient pas la forêt. Ce n'est pas un hasard si elle brûle »* (Agriculteur en forêt).

> *« C'est depuis que le tourisme est entré dans le massif des Maures que l'économie de la forêt a basculé et que les gens de la colline sont descendus sur le littoral. (…) La forêt a été jugée non rentable parce qu'il y avait plus rentable sur le bord de mer. Les portugais, eux, ont fait le choix d'exploiter leur foret de chêne liège ; les français auraient pu faire pareil mais ont décidé de faire un choix différent. Après, c'est sûr, travailler dans la forêt est plus difficile et plus dur que travailler à vendre des glaces au bord de la plage ou à vendre des terrains tout simplement. Voilà pourquoi l'économie forestière a basculé assez rapidement sur l'économie touristique et*

qu'aujourd'hui la forêt n'intéresse plus personne et qu'elle crame aussi fréquemment » (Association de Protection de la Nature).

5.1.3.4 Le feu : « simple » perturbation dans la trajectoire de l'écosystème forestier

Enfin, pour d'autres acteurs, le feu constitue avant tout un élément naturel caractérisant la forêt méditerranéenne. De ce fait, il joue un rôle essentiel dans un milieu qui est parfaitement adapté à son passage régulier (voire même dépendant), tout au moins lorsque sa fréquence et son intensité ne sont pas trop élevées :

« On ne peut pas tout maîtriser, la nature c'est comme ça. Quand il fait sec, ça brûle et on n'y peut rien. La nature fonctionne comme ça, par cycles : ça brûle, ça repousse, c'est sec, c'est mouillé… ça ne m'inquiète pas plus que ça, c'est juste normal. (…) Je ne veux pas être trop catastrophiste. Le feu passe une fois ou deux par siècle, voire trois. Ça fait plutôt du bien, ça régénère la forêt. Après, il faut s'en protéger bien sûr, puisque trop de feux ça rend les sols stériles. Par contre, un peu de feu ça peut faire du bien » (Eleveur).

« La forêt méditerranéenne brûle, et c'est normal ! Elle a toujours brûlé. Je voudrais que vous marquiez ça très clairement. Cela dit, les feux étaient autrefois plus petits et moins fréquents. La flore et la faune sont adaptées tant que la taille et la récurrence des feux ne sont pas trop importantes » (Agent ONF).

« Dans la RBI[22] des Maures, par exemple, le principe est de laisser évoluer la forêt quitte à ce que ça crame, parce qu'on part du principe que le feu, s'il ne passe pas trop souvent, n'est pas un gros problème ; au contraire, c'est quelque chose de normal. C'est un élément tellement normal que les écologistes spécialistes du feu disent que les Maures sont un milieu pyrophyte à l'image de certains endroits de la Californie du Sud ou de l'Australie du Sud. C'est un paysage façonné par le feu dans lequel toute la végétation est adaptée à survivre ou même à profiter du feu. Mais ici, les gens n'acceptent pas cette idée » (Association de Protection de la Nature).

De ce point de vue, le feu serait un élément inhérent à la forêt méditerranéenne, un élément qui a toujours existé dans ce milieu (même avant que l'être humain ne s'y installe) et sans lequel la forêt ne serait pas telle que nous la connaissons aujourd'hui. Le feu ne deviendrait une menace qu'à cause de la transformation anthropique de son régime (de sa fréquence et de son intensité), ainsi que de la présence de maisons dans « la colline », construites sur le « passage du feu ». De par son action, l'être humain aurait transformé le feu en tragédie, dans le sens où ce sont les choix que lui-même a faits qui, par ricochet, ont provoqué son propre malheur[23]. Dans ce discours, l'ennemi ne serait donc pas le feu, mais la société humaine elle-même et son arrogance.

[22] Réserve Biologique Intégrale. La RBI des Maures a été créée en 2008. Elle concerne 2 531 hectares en forêt domaniale. L'objectif de cette RBI est la libre expression des processus d'évolution naturelle des écosystèmes, à des fins : (i) d'accroissement et de préservation de la diversité biologique ; (ii) de développement des connaissances scientifiques ; (iii) d'amélioration des connaissances sur la dynamique des forêts méditerranéennes en vue de la promotion de la gestion durable et de la protection de ces massifs forestiers.

[23] Voir Reice (2001 : 77).

Ce discours fait écho sur le terrain aux travaux d'un nombre croissant d'écologues du feu ayant critiqué la suppression systématique du feu (notamment aux Etats-Unis, mais pas seulement), et souligné le dénommé « paradoxe de l'extinction », ainsi que les éventuels bienfaits du feu sur le milieu naturel (rajeunissement du milieu forestier, accroissement de la biodiversité, etc.). Le feu constituerait un « choc » ou une « perturbation dans la trajectoire » d'un écosystème forestier parfaitement résilient.

Aujourd'hui, pour les acteurs qui adoptent cette perspective, le feu serait surtout un rideau de fumée cachant les enjeux de fond, accaparant les budgets publics et faussant la réflexion sur la gouvernance du massif.

> *« Ici dans les Maures, le feu a toujours existé. Autrefois, le SDIS n'existait pas et les paysans s'en sortaient très bien. Le feu est un phénomène avec lequel nous, les gens des Maures, nous savons vivre. Malheureusement, aujourd'hui le feu est devenu un prétexte, un argument que le SDIS et l'administration utilisent pour s'emparer de ce territoire. Ils ont tout le pouvoir sur le foncier ! Il faut arrêter de parler des Maures que par rapport à la DFCI. Ce n'est qu'un prétexte qui enfume tout le reste ! »* (Elu local).

5.1.4 Conclusion

Cette **sous-section 5.1** nous a permis de mettre en évidence : (i) les différentes critiques répertoriées sur le terrain vis-à-vis de la gestion actuelle du risque « feux de forêt », et (ii) la pluralité d'interprétations dont le phénomène du feu fait l'objet.

Les témoignages recueillis soulignent à quel point la problématique du feu est épistémologiquement complexe et ambigüe d'un point de vue aussi bien normatif qu'interprétatif (voir : Renn (2008)). Ces témoignages mettent par ailleurs en relief la pertinence de notre démarche prospective et essentiellement multidimensionnelle.

Dans ce sens, la détermination d'un niveau optimal de protection comme propose de le faire l'Economie du feu (voir 1ère partie de ce travail de recherche), semble incapable d'apporter des réponses satisfaisantes aux attentes et aux craintes des acteurs locaux. Comme nous l'avons vu tout au long de cette sous-section, la question principale que suscite le feu n'est pas tant de savoir combien il faut protéger (plus ou moins d'hectares, plus ou moins de maisons en forêt ou plus ou moins d'euros dépensés), mais plutôt de choisir collectivement qui participe à la gestion (et avec quel rôle précis), quel est l'objectif poursuivi, quelles sont les justifications avancées, et au détriment de quels autres enjeux cette gestion est accomplie (c'est-à-dire, quel est son coût d'opportunité).

Nous présentons dans la sous-section suivante **(sous-section 5.2)** la façon dont nous avons adressé ces questions et traduit les informations présentées précédemment en « langage prospectif », notamment à travers l'identification des forces motrices principales et de leurs associations possibles.

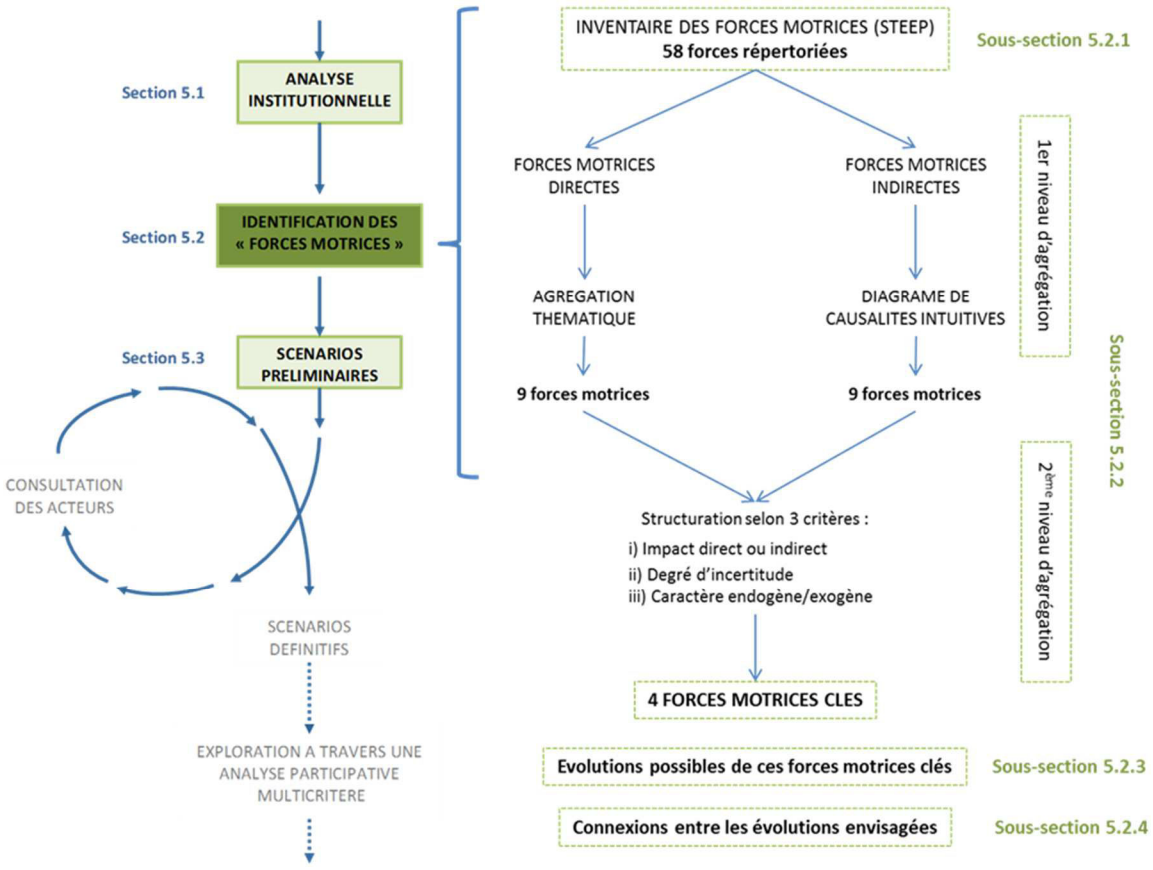
5.2. L'identification des forces motrices clés

5.2.0 Considérations générales concernant la 2ème étape du processus de construction

Une fois répertoriées les critiques des acteurs envers la gestion actuelle du feu (section 5.1.2) et les différentes interprétations que ces mêmes acteurs font de la problématique du feu (section 5.1.3), la construction des scénarios a continué par l'identification des forces motrices clés (2ème étape du processus de construction ; voir figure 5.0). Il s'agit dans cette deuxième étape d'orienter vers l'avenir les informations collectées dans la 1ère étape du processus en les dotant d'un caractère à la fois dynamique et structurant.

L'identification des forces motrices clés constitue une étape centrale dans l'élaboration des futurs possibles d'un système (Gallopin et al. 1997 : 8 ; Ogilvy & Schwartz 1998 : 5 ; Alcamo 2001 : 8). Dans notre travail de recherche, nous avons procédé à cette identification en quatre temps distincts (chacun de ces temps correspondant à l'une des sous-sections à venir ; voir figure 5.5).

Figure 5.5 : L'identification des forces motrices dans l'élaboration des scénarios



Source : auteur

(i) Premièrement **(sous-section 5.2.1)**, nous avons inventorié l'ensemble des forces motrices (ou facteurs d'évolution) évoquées par les acteurs locaux lors des entretiens réalisés sur le terrain. Cela nous a conduits à une liste de 58 facteurs initiaux que nous avons structurés selon la classification STEEP (présenté dans la sous-section 4.1.3.2).

(ii) Deuxièmement **(sous-section 5.2.2)**, nous avons cherché à filtrer et/ou assembler (*clustering*) ces facteurs afin de dégager les forces motrices clés. Dans un souci de lisibilité, nous avons choisi de traiter séparément les forces motrices directes et indirectes. Ces dernières ont été filtrées par le biais d'un raisonnement de type systémique (diagramme de causalités intuitives), nous ayant permis de discerner 9 forces motrices de base (sous-section 5.2.2.1). Les forces motrices directes, elles, ont fait l'objet d'une agrégation thématique qui a donné lieu à 9 autres forces motrices sélectionnées (sous-section 5.2.2.2). Les 18 forces motrices ainsi identifiées ont été ensuite catégorisées selon trois critères : leur impact direct ou indirect sur la gestion du feu ; leur degré d'incertitude ; et enfin, leur caractère endogène ou exogène. Cette classification a éclairé un deuxième niveau d'agrégation (sous-section 5.2.2.3), dont l'issue est une liste de 5 forces motrices clés constituant l'essence de nos scénarios de vie avec le feu.

(iii) Troisièmement **(sous-section 5.2.3)**, nous avons rendu explicites les évolutions ou tendances possibles pour chacune de ces 5 forces motrices clés.

(iv) Enfin, quatrièmement **(sous-section 5.2.3)**, nous avons proposé plusieurs enchaînements possibles entre ces différentes évolutions et par la même occasion, présenté brièvement quatre scénarios possibles de vie avec le feu.

5.2.1 Inventaire des forces motrices

La première étape dans l'identification des forces motrices clés a donc consisté à recenser toutes les forces mentionnées par les acteurs locaux lors des entretiens que nous avons réalisés sur le terrain. Dans notre recherche, nous avons réalisé ce travail de « catalogage » de façon systématique après chaque entretien individuel. Pour cela, nous avons considéré aussi bien les forces motrices que les acteurs ont explicitement évoquées en réponse à nos questions directes sur ce sujet, que celles auxquelles ils ont fait allusion dans le reste de l'entretien. Cela nous a permis de constituer un recensement général à la fin de notre travail de terrain. Comme on peut le constater dans l'encadré 5.3, ces 58 forces motrices initiales se répartissent de façon assez équilibrée entre les dimensions socio-culturelle, technoscientifique, économique, environnementale et politique. Rien n'empêche cependant de procéder à ce catalogage à travers un *brainstorming* participatif dans lequel les acteurs sont invités à tours de rôle à proposer de nouveaux facteurs d'évolution. C'est d'ailleurs cette technique qui est généralement proposée dans les scénarios participatifs (Kok et al. 2006 : 292 ; Chermack 2011 : 133). Pour des raisons principalement logistiques et budgétaires, nous avons opté pour la première de ces options.

Encadré 5.3 : Inventaire des forces motrices recueillies pendant les entretiens (classification STEEP)

SOCIO-CULTURELLES

1. Part des résidents secondaires dans les Maures.
2. Vieillissement de la population locale.
3. Processus de désertification sociale au cœur du massif.
4. Identité du territoire face au développement des agglomérations voisines (Toulon, Draguignan, Fréjus).
5. Prise de conscience de la population vis-à-vis du risque « feux de forêt ».
6. Développement des loisirs en forêt (randonnée, balades en chevaux, VTT, etc.).
7. Conflits d'usage en forêt (notamment privée).
8. Transmission de la culture forestière.
9. Exploitation « sauvage » de la forêt (coupes illégales de bois ; vols de liège ; etc.).
10. Niveau d'engagement et dynamisme des acteurs locaux.
11. Usage inapproprié des pistes et des coupures DFCI.
12. Interactions non-experts - gestionnaires du risque.
13. Survie/Perte de la culture locale du feu.
14. Evolution du regard de la société sur le feu (assimilation feu = catastrophe ; point de vue de l'écologue ; etc.).

TECHNO-SCIENTIFIQUES

15. Innovations dans la lutte contre le feu.
16. Nouvelles techniques de surveillance (caméras infra-rouge, drones de guet, etc.).
17. Maîtrise technique des brulages dirigés.
18. Innovations technologiques dans l'exploitation forestière (ex: informatique appliquée aux processus de sciage et transformation du bois).
19. Nouvelles techniques de rentabilisation de la forêt (ex : fermes photovoltaïques).- Développement des pins maritimes exogènes résistants au *Matsucoccus feytaudi*
20. Développement de la production intensive d'essences à croissance rapide dans les anciens champs agricoles.
21. Innovations dans l'autoprotection de l'habitat en forêt.

ECONOMIQUES

22. Perpétuation de la mono-activité touristique.
23. Pression foncière.
24. Evolution de la surface viticole dans le massif.
25. Développement du tourisme vert.
26. Apparition de nouveaux débouchés pour le liège (produits isolants).
27. Création de niches (exploitation de bois durs : buis, chêne-vert, etc. ; bois de « luxe » : oliviers, cèdres, etc.)
28. Création d'un abattoir dans le Var.
29. Evolution des crédits alloués à l'entretien des coupures de combustible.
30. Survie des activités agricoles dans le Massif.
31. Demande de produits locaux, filières courtes (AMAP).
32. Création d'un label local.
33. Confortation des projets sylvo-pastoraux mis en place.
34. Consolidation de la filière bois-énergie locale.
35. Mondialisation du marché du bois.

ENVIRONNEMENTALES

36. Evolution de la surface forestière.
37. Densification du sous-bois (fermeture du milieu + accumulation de biomasse).
38. Continuité végétale.
39. Changement climatique.
40. Etat phytosanitaire du massif forestier.
41. Phénomène d'érosion.
42. « Dégradation » du milieu forestier (passage à une végétation semi-arbustive).
43. Evolution des ressources en eau.
44. Répétition d'épisodes météorologiques extrêmes (canicules, inondations, etc.).
45. Développement d'espèces invasives (ex : mimosa).

POLITIQUES

46. Création d'une structure de gouvernance globale (Syndicat CFT, Pays des Maures, PNR, etc.).
47. Mise en place des PPRif.
48. Evolution de la politique de protection de l'environnement.
49. Mobilisation des collectivités locales.
50. Soutien politique aux activités agro-forestières.
51. Niveau d'engagement (financier) des communes du littoral dans la gestion du massif.
52. Engagement de l'Etat, du CR et du CG dans la DFCI.
53. Création de brigades du SDS spécialisées dans les incendies de forêt / garde forestière autonome.
54. Institutionnalisation de pratiques de gestion du feu (brûlage dirigé, contre-feux, coupures passives, etc.)
55. Inclusion du monde de la forêt dans la gestion du risque « feux de forêt » (propriétaires, travailleurs, organismes divers : CRPF, ASL, SPFV, etc.).
56. Réponses politiques au problème du logement des actifs.
57. Glissement des parades dans la gestion du risque.
58. Mise en cohérence des coupures de combustible.

5.2.2 L'Identification des forces motrices clés

Dans un deuxième temps, nous avons retravaillé notre catalogue « brut » en limitant les chevauchements existants (3 forces motrices initiales sont supprimées pour cette raison) et plus particulièrement, en identifiant les forces motrices ayant le plus d'influence sur le phénomène du feu (ce dernier étant conçu dans un sens large). Le but ultime de ce processus d'agrégation était de trouver un nombre restreint de forces motrices permettant d'entrevoir les évolutions possibles du système et de différencier celles-ci facilement à travers quelques éléments de référence.

Afin de rendre la démarche le plus lisible possible, nous avons fait le choix de traiter séparément les forces motrices directes, dont l'influence est immédiate sur la gestion du feu, et les forces motrices indirectes, impliquant une concaténation d'impacts intermédiaires entre plusieurs forces motrices (ex : mondialisation du marché du bois → augmentation de la concurrente internationale → manque de compétitivité de la filière-bois méditerranéenne → réduction de l'exploitation sylvicole dans les Maures → densification du sous-bois → accumulation de biomasse combustible → accroissement de l'aléa de propagation du feu → cloisonnement artificiel du milieu).

Nous nous pencherons d'abord sur l'analyse opérée dans cette deuxième catégorie de facteurs **(sous-section 5.2.2.1)**. Nous présenterons ensuite la façon dont nous avons agrégé et filtré les forces motrices directes **(sous-section 5.2.2.2)**.

5.2.2.1 Les forces motrices indirectes

Etant donné la quantité de forces motrices indirectes inventoriées, nous avons voulu identifier les forces de base, c'est-à-dire, les forces constituant le premier maillon d'au moins un enchaînement causal comme celui évoqué dans le paragraphe précédent. Ne découlant d'aucune autre force motrice, ces facteurs de base se situent à l'origine des évolutions possibles de la problématique et jouent donc un rôle central dans la création des scénarios (Jäger et al. 2007 : 28).

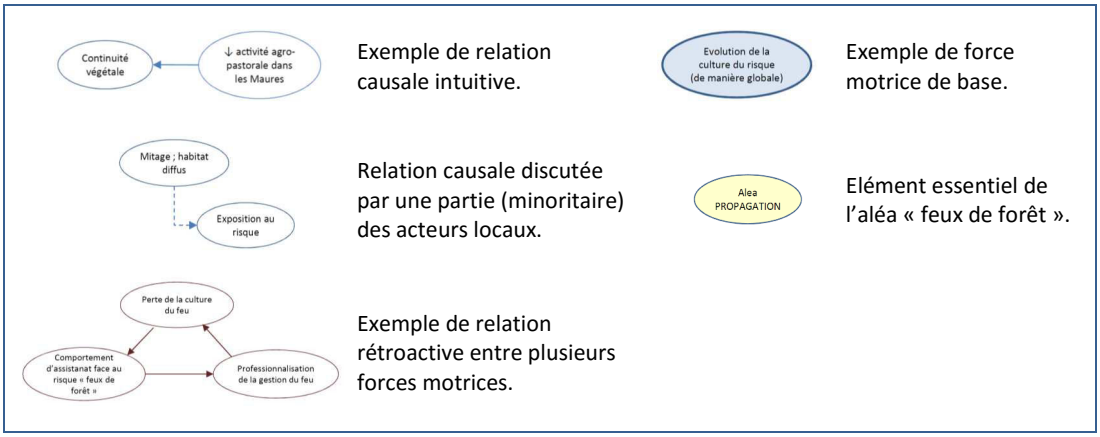
Dans le but de discerner ces facteurs, nous avons adopté un raisonnement systémique et étudié les relations existantes entre les forces motrices répertoriées. Loin d'être indépendantes les unes par rapport aux autres, celles-ci font l'objet d'interrelations plus ou moins complexes, comprenant des phénomènes de concaténation et des rétroactions (EEA 2005 : 15 ; Bürgi et al. 2004 : 858 ; Özkaynak 2008 : 55). Leur appréhension à travers un prisme systémique, permettant de mieux comprendre tous ces liens, est donc fortement conseillée par plusieurs auteurs (Gallopín et al. 1997 : 6 ; Ogilvy & Schwartz 1998 : 9 ; etc.).

De façon générale, le raisonnement suivi a consisté à se poser la question « pourquoi ? » par rapport à chaque force motrice et à y répondre, lorsque cela était possible, à travers d'autres facteurs inventoriés. Les forces initiales par rapport auxquelles nul autre facteur ne pouvait être mobilisé ont été retenues pour la suite de notre analyse (figure 5.6).

Le diagramme causal que nous proposons se focalise volontairement sur les deux composantes essentielles de l'aléa « feu », à savoir, l'aléa d'éclosion et l'aléa de propagation. Il s'agit donc d'une représentation « aléa-centrée », qui met de côté les possibles parades déployées dans la gestion du feu (analysées par ailleurs ; voir sous-section 5.2.2.2). La représentation proposée découle principalement des entretiens menés avec les acteurs, mais aussi de l'étude de la littérature. Celle-ci

nous a permis de contraster les connaissances locales à travers des articles et des rapports scientifiques. Le diagramme se veut le plus général et le plus inclusif possible : les interrelations qui y sont retracées sont admises par l'ensemble des acteurs consultés. Celles faisant l'objet de controverses sont représentées de manière particulière (à travers des flèches en pointillés ; voir légende ci-dessous). Il s'agit donc d'une représentation (parmi d'autres possibles) du problème du feu dans les Maures pouvant facilement servir comme point de départ pour la discussion des différentes gestions envisagées. Ce diagramme a d'ailleurs été repris et adapté selon la logique de chacun des scénarios dans leur présentation finale aux acteurs (voir section 6.2). Il a ainsi constitué un vecteur central de « symphonie » par rapport aux futuribles finalement proposés[24]. La subjectivité d'une telle représentation ne pourrait cependant être ignorée : un diagramme comme celui ici proposé inclut forcément des interprétations, des valeurs et des croyances véhiculées par l'équipe de recherche.

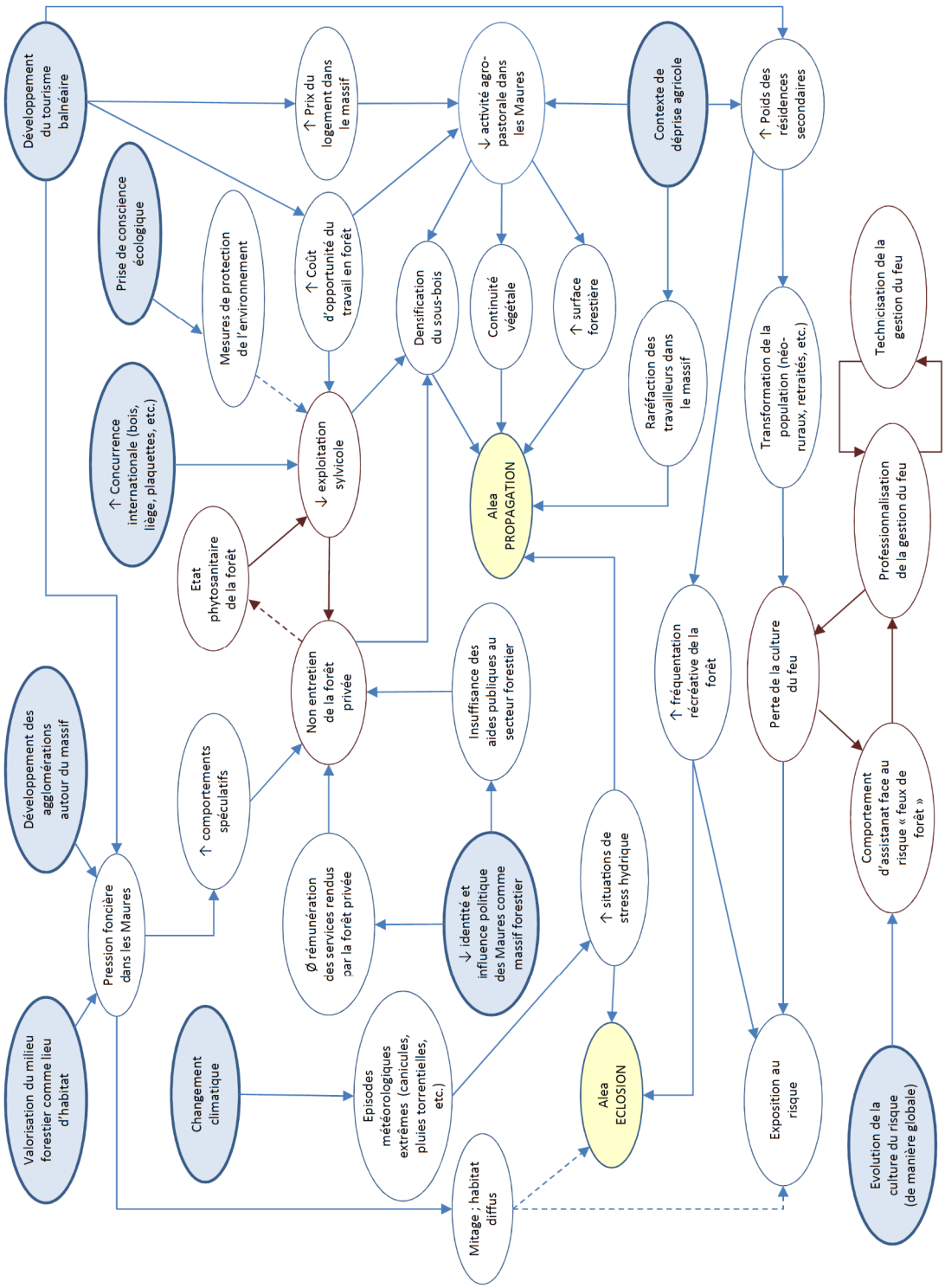
Encadré 5.4 : Légende de la figure 5.6



Comme l'on peut le voir sur notre diagramme causal, nous avons identifié jusqu'à neuf forces (indirectes) de base : le changement climatique ; l'évolution de l'identité forestière des Maures ; la culture du risque ; le contexte de déprise agricole ; le développement du tourisme balnéaire ; la prise de conscience écologique ; la concurrence internationale dans le marché du bois ; le développement des agglomérations autour du massif ; et enfin, la valorisation du milieu forestier comme lieu d'habitat.

[24] Un scénario est dit symphonique s'il contient un ensemble identifiable d'évènements et d'acteurs interagissant logiquement les uns avec les autres (Chermack 2011 : 161).

Figure 5.6 : Diagramme de causalités identifiées entre les forces motrices « indirectes »



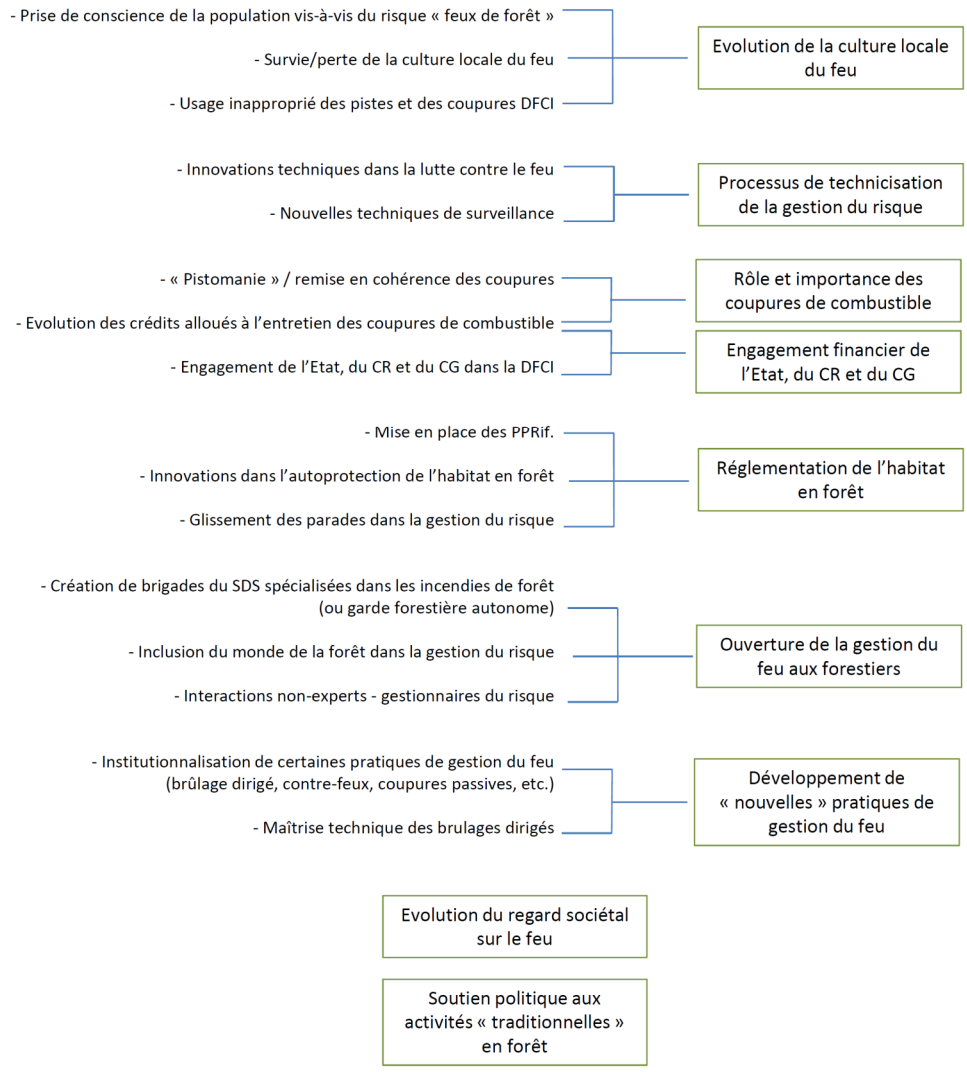
Source : auteur

5.2.2.2 Les forces motrices directes

De son côté, le filtrage des forces motrices directes s'est basé principalement sur un critère thématique (voir figure 5.7). Celui-ci nous a permis de diviser par deux le nombre de facteurs à considérer sans pour autant perdre une quantité importante d'information. A noter deux facteurs qui n'ont pas pu être agrégés et qui ont donc passé cette étape sans subir la moindre transformation : (i) « le regard sociétal sur le feu » ; (ii) « le niveau de soutien aux activités traditionnelles de la forêt ». Précisons par rapport à ce dernier que le choix a été fait, sur la base des discours identifiés sur le terrain, de le considérer comme une force motrice directe et comparable donc à d'autres parades au feu (à ce sujet, voir les sous-sections 5.1.2.2 et 5.1.3.3).

En ce qui concerne les autres facteurs, des rassemblements ont été opérés et ont donné lieu à des forces motrices composites. Mentionnons aussi le cas particulier du facteur « évolution des crédits alloués à l'entretien des coupures de combustible », associé à deux forces motrices composites : « rôle et importance des coupures » et « engagement financier de l'Etat, du CR et du CG ».

Figure 5.7 : Agrégation thématique des forces motrices directes

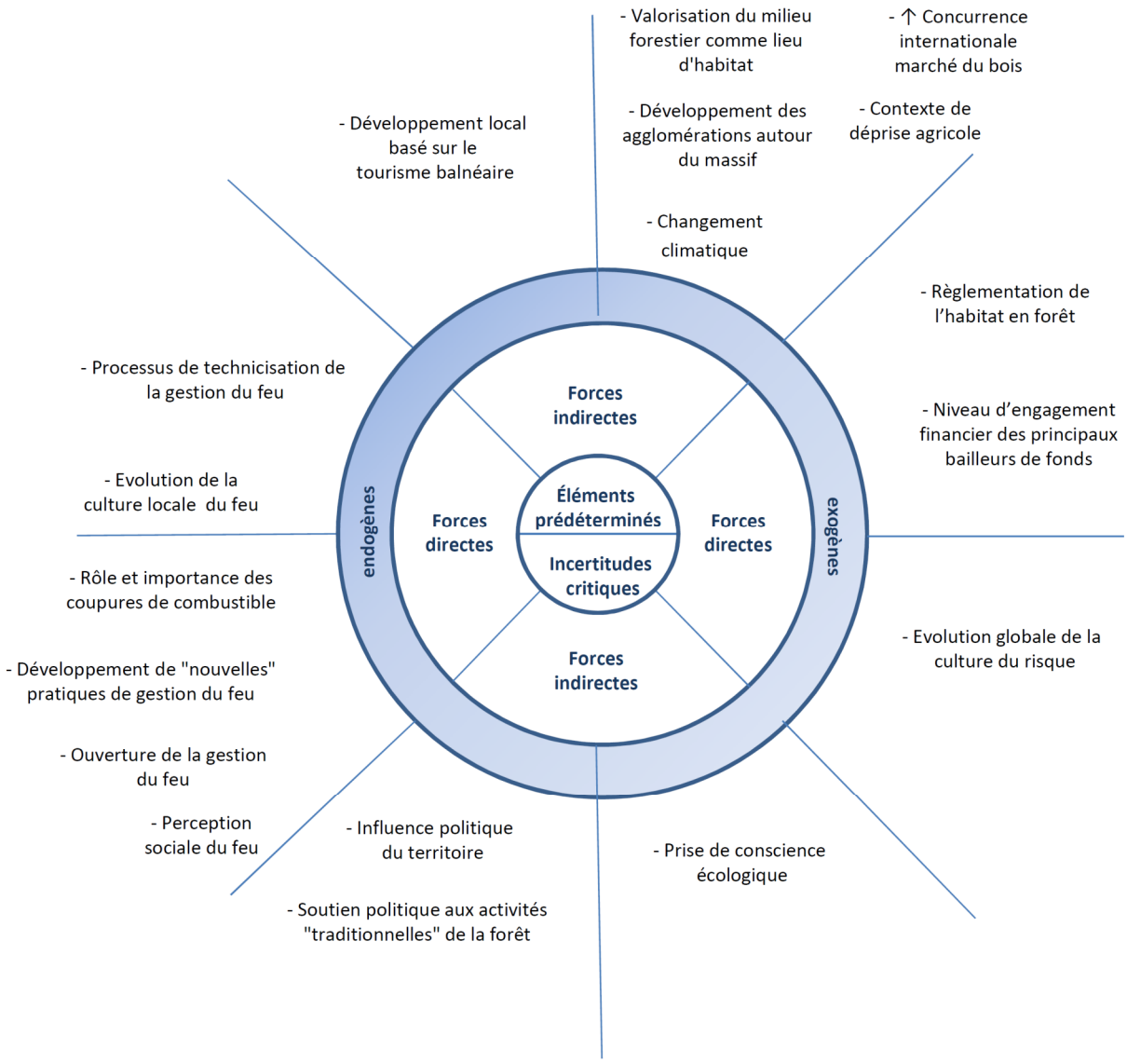


Source : auteur

5.2.2.3 Deuxième niveau d'agrégation dans l'identification des forces motrices clés

L'appréhension systémique des forces motrices indirectes et l'agrégation thématique des forces motrices directes nous a permis de passer des 58 facteurs initiaux à « seulement » 18 forces motrices. Nous avons ensuite catégorisé celles-ci pour mieux entrevoir l'opportunité d'un deuxième niveau d'agrégation. La catégorisation opérée s'est basée sur trois caractéristiques principales : (i) le degré d'incertitude des forces motrices (permettant de distinguer les « incertitudes critiques » des « éléments prédéterminés ») ; (ii) leur nature endogène ou exogène par rapport au système étudié ; et (iii) leur caractère direct ou indirect (voir paragraphes précédents). A partir de cette triple dichotomie, nous avons cartographié nos 18 forces motrices en les localisant dans l'un des huit (2x2x2) espaces envisagés dans la figure 5.8, dont la forme s'inspire de van Notten et al. (2003 : 436).

Figure 5.8 : Cartographie des forces motrices (2ème niveau d'agrégation)



Source : auteur

La deuxième étape du processus d'agrégation et/ou de filtrage a été orientée par trois critères principaux : (i) la priorisation des forces endogènes ; (ii) l'appréciation des incertitudes critiques ; et (iii) éventuellement, une nouvelle agrégation thématique.

Tout d'abord, nous avons donc priorisé les forces motrices endogènes (côté gauche de notre représentation spatiale), et ce, sur la base de plusieurs arguments :

Premièrement, nous avons voulu éviter dans notre analyse la simple transposition au territoire des Maures de scénarios déjà existants à l'échelle globale ou méditerranéenne, comme par exemple les scénarios du Plan d'Action pour la Méditerranée (PAM) sur la gestion des forêts méditerranéennes (de Montgolfier et al. 2002), ou ceux du projet MedAction sur le processus de désertification dans le bassin méditerranéen (Kok et al. 2006a). L'étude de la littérature académique démontre que cette pratique de transposition est monnaie courante dans le domaine des scénarios locaux. Le phénomène de la mondialisation et l'avènement sur la scène politique internationale des problématiques environnementales globales (comme par exemple le changement climatique) ont conduit les futuristes à analyser la plupart des questions liées à l'environnement à travers des scénarios globaux, voire planétaires. De ce fait, les forces motrices globales et exogènes ont bénéficié d'une attention tout à fait particulière (Zurech & Henrichs 2007 : 1286). Une des conséquences de cette évolution est l'influence notoire de ces scénarios globaux sur la construction de scénarios réalisés à l'échelle locale, ces derniers ayant trop souvent découlé d'une transposition plus ou moins explicite au contexte local de scénarios préalables (Greeuw et al. 2000 : 9). Or, comme il a été souligné par divers auteurs, ce genre de pratique peut impliquer la non prise en compte d'enjeux et de relations de pouvoir particulières à l'échelle locale, et ce, même lorsque des ateliers participatifs sont organisés pour adapter les scénarios d'origine (Anastasi 2003 : 206 ; Kok et al. 2007 : 8).

Dans notre travail de recherche, nous avons donc voulu éviter cette application analogique et créer des scénarios avec lesquels les acteurs locaux pouvaient s'identifier facilement. Le choix semble avoir été judicieux, dans la mesure où la majorité des acteurs ayant participé à l'évaluation des scénarios assure y retrouver l'ensemble des discours existants dans les Maures (voir section 6.1).

Deuxièmement, notre travail de terrain a mis en évidence l'importance des forces motrices endogènes dans l'évolution du problème du feu dans les Maures, et plus concrètement celle des arrangements et/ou conflits locaux concernant : (i) les choix de développement local et (ii) les valeurs sociales associées au massif forestier. Ce constat n'est pas particulier aux Maures : comme le soulignent de Montgolfier et al. (2002 : 144), « *l'avenir des forêts et des espaces boisés méditerranéens est plus ou moins conditionné par la façon dont la société locale les perçoit et les vit* ». De son côté, Pyne (2001 : 109) affirme lui aussi l'importance des valeurs vis-à-vis de la problématique du feu. Il paraît donc hasardeux d'appliquer à ces milieux forestiers des scénarios globaux, identiques les uns aux autres, et largement basés sur des facteurs exogènes aux populations locales. Dans notre travail, au contraire, il nous est apparu pertinent d'attribuer un rôle central aux facteurs locaux ; un choix qui trouve son écho dans la littérature, puisque de plus en plus d'auteurs attirent l'attention sur l'importance de ces forces motrices dans l'évolution des systèmes socio-écologiques (Özkaynak & Rodríguez-Labajos 2010 : 997).

Enfin, troisièmement, l'importance attribuée aux forces motrices endogènes se justifie par les singularités écologique, socio-économique, politique et culturelle du massif des Maures, qui lui valent parfois la considération de territoire « insulaire » :

« Ici, c'est un peu comme la Corse. On a notre culture à nous, notre histoire à nous… » (Propriétaire forestier).

« La végétation des Maures se différencie de celle du reste de la Provence calcaire. Ses sols silicieux expliquent la densité et la continuité de la forêt » (Ingénieur forestier).

Les forces motrices exogènes n'ont pas été pour autant ignorées dans notre démarche. Nous avons vérifié la consistance de nos scénarios de vie avec le feu en les contrastant avec des scénarios réalisés à l'échelle méditerranéenne sur des thématiques plus ou moins proches. Surtout, dans l'étape d'évaluation des scénarios, nous avons demandé aux acteurs de juger la résilience de chaque scénario face à des chocs ou des tendances exogènes, que ce soit à l'échelle globale (changement climatique, mondialisation du marché du bois, etc.) ou régionale (comme par exemple le développement des agglomérations urbaines de Fréjus, Toulon et Draguignan) (voir chapitre 9).

Par ailleurs, ont été également priorisées dans la deuxième étape de sélection, les forces motrices les plus incertaines (partie inférieure de la figure 5.7). Dans ce sens, il est important de préciser que le critère d'incertitude constitue, avec celui de l'impact ou importance sur l'évolution du système, l'argument le plus souvent avancé par les futuristes dans la sélection des forces motrices clés (Shwartz 1991 : 228 ; Schoemaker 1991 : 553 ; van der Heijden 1996 : 206 ; etc).

A la lumière de notre travail de terrain, trois forces endogènes ont été considérées comme étant des éléments prédéterminés (partie supérieure gauche de notre graphique) : (i) « le processus de technicisation de la gestion du feu » ; (ii) « l'importance du tourisme balnéaire dans les stratégies de développement local » ; et (iii) « la perte progressive de la culture du feu ». Dans les trois cas, il s'agit de processus structurels déjà engagés qui connaîtront difficilement des renversements de situation dans l'horizon temporel considéré. Leurs conséquences sur le système étudié peuvent, elles, évoluer dans les années à venir, mais les processus en tant que tels ne semblent pas être susceptibles de transformations profondes.

Enfin, nous avons procédé à une agrégation thématique entre les forces motrices restantes. Cela nous a permis de rassembler plusieurs facteurs thématiquement proches et d'arriver ainsi à seulement 4 forces motrices finales (voir figure 5.9)[25]. A titre illustratif, nous avons par exemple agrégé les facteurs « ouverture de la gestion du feu », « évolution des coupures de combustible » et « degré de développement de nouvelles techniques de gestion du feu » dans une seule force motrice composite que nous avons appelée « l'appréhension du risque » (voir sous-section 4.2.3.3).

Figure 5.9 : Forces motrices clés de nos scénarios de vie avec le feu

Source : auteur

[25] Ces forces motrices sont analysées par la suite (notamment les « fonctions environnementales »).

5.2.3 Les évolutions possibles des forces motrices clés

Dans cette section, nous proposons une brève présentation des évolutions que chacune des forces motrices clés est susceptible de suivre dans les décennies à venir.

5.2.3.1. Interprétations du feu

Ici, nous renvoyons le lecteur à la section 5.1.3 où l'on présente les quatre grands regards sur le feu identifiés dans les Maures : le feu « catastrophe » ; le feu « instrumentalisé » ; le feu « sauvage », résultat de l'abandon de la forêt ; et le feu « naturel », simple perturbation de l'écosystème forestier.

5.2.3.2. Fonctions environnementales dominantes

La multifonctionnalité de la forêt méditerranéenne est aujourd'hui reconnue dans la littérature scientifique (Scarascia-Mugnozza et al. 2000 ; Benoit de Coignac 2001 ; etc.), par les institutions compétentes dans la matière (voir par exemple le PDPFCI du Var[26] ; DDAF 2008 : 22) et même au niveau règlementaire (voir par exemple la circulaire DGPAAT/SDFB/C2010-3079, relative aux Stratégies locales de développement forestier). La validité de ce concept n'est donc contestée ni dans le domaine académique ni dans la gestion quotidienne des milieux forestiers. Par contre, son application sur le terrain s'avère, elle, beaucoup plus problématique. Preuves en sont les nombreux conflits d'usage existant dans les Maures entre les différents acteurs locaux : chargés de PIDAF, propriétaires forestiers, éleveurs, associations de protection de l'environnement, exploitants sylvicoles, randonneurs, amateurs de cueillette en forêt, etc. Comme nous le disons par ailleurs (chapitre 8 notamment), la forêt des Maures est passée en l'espace de quelques décennies d'un lieu principalement productif à un lieu d'habitat et de récréation, voire par certains endroits à une simple « carte postale » à forte valeur touristique. En même temps, se sont succédé les tentatives de relance des activités agro-sylvicoles, ainsi que les mesures de protection de l'environnement. Aujourd'hui, le massif fait l'objet d'une crise de référence profonde débouchant sur des tensions quotidiennes. La priorisation de certaines fonctions de la forêt au détriment des autres peut influencer fortement l'évolution du feu et plus globalement, l'aménagement du massif.

Afin de structurer de façon cohérente toute l'information contenue dans cette force motrice clé, nous avons eu recours à l'analyse en termes de *Fonctions Environnementales* (Hueting 1980 ; de Groot 1992 ; Noël & O'Connor 1998 ; Douguet & Schembri 2000). Cette approche nous a servi de cadre de référence et nous a permis de composer les tendances possibles dans la hiérarchisation sociétale des usages de la forêt. De façon générale, deux grandes catégories de fonctions environnementales peuvent être distinguées (Faucheux & O'Connor 1999 : 30) :

- Les *fonctions internes*, qui assurent la stabilité et la permanence de la biosphère en tant qu'habitat pour l'ensemble des êtres vivants et des processus du vivant, et

- Les *fonctions fournies* par les systèmes du capital naturel pour (ou, plus exactement, évaluées du point de vue de) l'activité économique et le bien-être humain.

[26] Plan Départemental de Protection des Forêts Contre les Incendies du Var.

Plus concrètement, Noël & O'Connor (1998) distinguent cinq fonctions environnementales :

1. la fonction « source » (de ressources biologiques, de matériel de base, de nourriture),
2. la fonction « support de vie » (pour les ressources vivantes et les hommes).
3. la fonction « site » (pour les activités économiques incluant l'occupation du sol),
4. la fonction « puits » (réceptacle sous contrôle ou non de déchets),
5. la fonction « paysage » (couvrant des dimensions scientifiques, esthétiques, récréatives, symboliques et informationnelles).

Il est important de souligner que très souvent, la jouissance par la société humaine de l'une des fonctions environnementales se fait au détriment des autres. Ainsi, par exemple, l'urbanisation en forêt constitue un facteur de régression fondamental pour la population de plusieurs espèces (parmi lesquelles la tortue d'Hermann) ; l'exploitation sylvicole de certains versants peut dégrader le paysage (engins mécaniques, coupes à ras, aménagement de pistes…) ; la règlementation visant la protection de l'environnement peut limiter le potentiel d'exploitation du bois ; etc. Dans un cas comme dans l'autre, le respect simultané des fonctions environnementales s'avère compliqué (voire impossible) et le plus souvent, un choix ou une hiérarchisation est nécessaire. Ce cas de figure est d'autant plus fréquent dans les Maures que les acteurs influents se sont multipliés et que leurs rôles et poids respectifs ont été profondément et brusquement modifiés (voir chapitre 8).

Les retours obtenus dans la phase de consultation (voir chapitre 6) ont motivé une réappropriation de la typologie proposée par Noël & O'Connor (1998). Certaines de ces fonctions ont en effet été jugées par les acteurs comme étant peu pertinentes par rapport à la problématique du feu. Parfois, leur contenu a posé quelques problèmes de compréhension. Par ailleurs, certains acteurs ont demandé de diviser en deux certaines fonctions afin de mieux identifier chacun des usages qui leur étaient initialement associés. Face à ces retours, nous avons fait le choix d'adapter la typologie d'origine (sans la dénaturer pour autant), afin que les acteurs puissent se l'approprier et l'utiliser pour différencier rapidement les scénarios. Finalement, nous avons retenu les six fonctions environnementales suivantes :

i) Fonction « Site » : fait référence principalement à l'habitat en forêt ou en zone d'interface (aussi bien pour les résidents permanents que pour les saisonniers). Sont également incluses dans cette catégorie les activités économiques non extractives (campings, fermes photovoltaïques, etc.).

ii) Fonction « Récréation » : englobe les activités de randonnée, d'observation de la nature ou de balades pédagogiques. Sont aussi concernées les activités répondant à la recherche de sensations fortes (raids, VTT, etc.).

iii) Fonction « Paysage » : recouvre la dimension symbolique de la forêt, son importance comme support de culture et élément identitaire du territoire.

iv) Fonction « Source » : comprend les activités sylvicoles locales dans leur ensemble (liège, châtaignes, plaquettes, bois destiné à la production de papier, bois de chauffage, etc.), ainsi que les activités agricoles (vin, maraîchage, apiculture, etc.) et pastorales (moutons, vaches, chèvres, ânes).

v) Fonction « Habitat naturel » : se réfère à la forêt, support de vie pour la faune et la flore.

vi) Fonction « Puits » : est associé à la forêt comme réceptacle (sous contrôle ou pas) de déchets liés à la présence humaine.

5.2.3.3 Positionnement face au risque

Lorsque la société humaine est confrontée à une « menace » provenant de son environnement naturel, que ce soit des risques naturels comme les incendies de forêt, les inondations ou les avalanches, ou plutôt des menaces liées à des espèces animales « dangereuses » car pouvant entraîner des pertes matérielles ou humaines (c'est le cas notamment des grands prédateurs comme l'ours ou le loup, tous deux en processus de réintroduction en France métropolitaine), plusieurs comportements de base peuvent être envisagés. Les entretiens réalisés sur le terrain nous ont permis d'identifier jusqu'à cinq positionnements sociétaux possibles face au risque « feux de forêt » dans les Maures. Ces positionnements, très souvent en querelle les uns avec les autres, sont associés à différentes valeurs de base, ce qui explique la conflictualité inhérente à cette force motrice. Dans notre travail, nous soutenons qu'un changement dans l'appréhension majoritaire du risque pourrait faire basculer significativement l'évolution de la problématique du feu.

A la lumière de la littérature existante sur les risques naturels, nous avions envisagé initialement six comportements possibles : l'affrontement, l'apprivoisement, le cloisonnement, la colonisation du milieu, l'adaptation et le déni. Ce dernier, consistant à réfuter l'existence du problème, c'est-à-dire à se bander tout simplement les yeux, n'a été cependant apprécié dans aucun des 68 entretiens réalisés. S'il y a un sujet sur lequel il existe un consensus entre les acteurs locaux, c'est bel et bien celui des problèmes que pose l'évolution du feu dans les Maures : que ce soit l'impact écologique, social et économique des très grands incendies comme ceux de 1990 ou 2003, ou la conflictualité liée à la gouvernance actuelle du risque. Nous avons donc décidé de l'écarter de notre étude.

i) Affrontement

Un premier positionnement consiste à vouloir combattre le risque, à l'affronter en visant sa suppression. L'aléa est perçu comme une menace extérieure qu'il faut éradiquer à tout prix afin de protéger des enjeux mis en péril et valorisés par la société humaine. Celle-ci va donc à l'encontre du risque et se heurte à celui-ci sur le champ de bataille en y déployant tous les moyens possibles. Il peut s'agir d'éradiquer une espèce invasive à travers une « lutte chimique »[27], « d'abattre un prédateur » sous l'ordre d'un Préfet[28] ou encore, de « mobiliser l'armée pour combattre des inondations »[29]. Le champ lexical est celui de la guerre. Dans le cas des incendies de forêt, il s'agit de « combattre » les flammes, de « gagner la guerre du feu », « de mobiliser des colonnes de renfort », « d'attaquer le feu par plusieurs fronts», etc. Ce parallélisme s'opère dans le cas du feu d'autant plus facilement que s'accroissent les moyens d'intervention, que s'intensifie la structure militaire du corps des Sapeurs-Pompiers et que perdure la signification catastrophiste attachée à la fumée et aux zones brulées.

[27] Voir par exemple Launois et al. (1988)
[28] *Var Matin* (10/05/2009).
[29] *Le Figaro* (9/05/2011)

L'affrontement implique un rapport paradoxal à l'aléa : d'un côté, celui-ci est explicitement séparé du monde humain à travers un processus « d'exogénéisation » ; d'un autre, il est personnifié et identifié à un ennemi qu'il faut abattre. Ce premier positionnement implique par ailleurs l'idée selon laquelle le risque est en grande partie maîtrisable (notamment grâce à la disponibilité de moyens, d'hommes et d'une bonne stratégie de lutte).

Précisons enfin que pour qu'un tel positionnement soit envisageable, il doit être possible d'agir directement sur l'aléa lorsque celui-ci survient (ce qui n'est pas le cas pour certains risques naturels comme les séismes, les éruptions volcaniques ou les tornades[30]). Pour autant, l'affrontement ne se limite pas à la seule gestion de la crise ; il justifie également des mesures de prévention qui doivent être réalisées *a priori*, avant la période à risque (pistes DFCI, zones d'appuis, etc.).

ii) Domestication

Ce deuxième positionnement sociétal face au risque ne vise plus l'élimination de l'aléa, mais plutôt son contrôle à travers un processus de transformation censé conduire à sa domestication. Ici, le but est d'apprivoiser l'aléa afin de rendre sa présence le moins dangereuse possible pour la société humaine, voire même pour qu'elle devienne bénéfique. Cette appréhension du risque présuppose donc la capacité de l'être humain à dompter l'aléa en question, à l'assujettir en façonnant sa physionomie et surtout, son caractère sauvage.

Le feu constitue une illustration particulièrement éloquente de ce deuxième positionnement. Comme l'indique le proverbe finlandais, « le feu est un mauvais maître, mais un bon serviteur »[31]. Sa domestication se traduit en effet par des instrumentalisations multiples : il peut constituer un outil sylvicole (petits feux d'hiver), un outil de maintien de la biodiversité (ouverture du milieu, diversification des strates végétales à travers le brûlage dirigé), voire même un outil de prévention du risque d'incendies de forêt (brûlages dirigés et incendies sous prescription visant la réduction de biomasse combustible sur des parcelles déterminées) ou encore une technique de lutte (feux tactiques).

iii) Endiguement ou Cloisonnement

Un troisième positionnement possible est celui d'établir des obstacles physiques à l'avancée de l'aléa lorsque celui-ci survient. Ces obstacles peuvent viser soit la réduction de l'intensité du phénomène (à travers le cloisonnement du territoire), soit sa contention à proximité des interfaces avec des zones où des enjeux existent, notamment des habitations ou des activités économiques. De façon générale, le principe basique de ce positionnement est celui de créer une séparation (artificielle dans la plupart des cas) entre l'aléa naturel et une société humaine qui se barricade derrière ces parades.

[30] L'histoire nous offre cependant des exemples surprenants, comme celui de ces soldats chinois de l'ancien temps envoyés combattre le Mascaret du Qian Tang, armés de simples arcs et de flèches (voir à ce sujet l'émission *Thalassa* du 18/11/2005).

[31] Voir Projet Fire Paradox : www.fireparadox.org (dernière consultation : septembre 2014).

Les exemples en matière de risques naturels sont nombreux : digues de protection contre les inondations, barrières paravalanches en montagne, coupures de combustible en forêt, etc. Un exemple extrême peut être celui de l'île d'Okushiri (Japon), aussi appelée « l'île citadelle »[32], quasi-entièrement entourée par une muraille de béton atteignant 12 mètres de hauteur par endroits et censée protéger l'île en cas de tsunami. Pour ce qui est du feu, l'endiguement constitue une réponse aujourd'hui centrale dans la gestion du risque « feux de forêt ». Elle se concrétise sur le terrain sous la forme de bandes pare-feu (ou coupures) assurant une discontinuité de la biomasse combustible. Par le passé, d'autres possibilités ont été également tentées dans les Maures avec peu de succès cependant : c'est le cas notamment du mur de contention construit il y a plusieurs décennies entre les communes de Bormes-Les-Mimosas et Collobrières (voir photo ci-dessous).

Photo 5.2 : Ancien mur pare-feu entre les communes de Bormes-Les-Mimosas et Collobrières

Source : auteur

iv) Colonisation du milieu

Ce quatrième positionnement consiste à occuper le territoire dans lequel l'aléa peut se déployer et prendre de l'ampleur. Le but recherché est d'éliminer l'aléa non pas en le combattant, mais plutôt en transformant ce territoire. Dans le cas du feu, celui-ci ne peut se produire que si trois éléments sont simultanément présents : un comburant (de l'oxygène en l'occurrence, pour alimenter la combustion), une source d'énergie (une température suffisamment importante pour amorcer la combustion) et un combustible (un matériau capable de brûler comme par exemple le bois, les feuilles, les arbustes, etc.). C'est en limitant ce troisième élément (de par sa quantité ou ses caractéristiques) que la société humaine tente de supprimer le feu ou, tout au moins, de réduire son importance. Dans les faits, ce positionnement se traduit par une volonté d'ouverture du milieu forestier (notamment à travers le développement d'activités de production agricole, sylvicole et pastorale) ou son altération à des fins de DFCI (ex : choix d'espèces peu inflammables). Par ailleurs, la colonisation du milieu implique une présence humaine accrue sur le bassin à risque. Cette présence est censée jouer un rôle positif par rapport à l'aléa en question (en matière de surveillance, mais aussi de connaissance du milieu ou de

[32] Voir Thalassa 11/03/2011.

motivation pour protéger le territoire). Concrètement, cela peut impliquer entre autres, de nouvelles habitations, de nouvelles voies d'accès à la forêt, de nouvelles activités économiques (ou le renouvellement d'activités traditionnelles).

v) Adaptation

Dans ce cinquième type de positionnement, la société ne va plus à l'encontre de l'aléa, elle ne tente plus de l'attaquer, ni de l'apprivoiser de façon méthodique. Au contraire, ici la société cherche à modifier son comportement et l'aménagement qu'elle fait de son environnement afin de réduire dans la mesure du possible le risque induit et la vulnérabilité au feu. Par ailleurs, celui-ci n'est plus placé au centre de la problématique. Dans ce positionnement, le feu est plutôt perçu comme un enjeu surestimé politiquement, financièrement aussi. Un sur-enjeu qui, de par l'importance qui lui est attribuée, voile en fait d'autres enjeux de fond et encombre la discussion collective sur ces derniers (ex : choix d'aménagement du territoire, stratégies de développement local, identité territoriale, gestion de la forêt méditerranéenne, etc.).

L'adaptation au feu passe nécessairement par un réaménagement du massif, mais celui-ci ne se traduit pas par un accroissement des zones occupées par l'être humain (comme c'était le cas dans la logique de colonisation du milieu), mais plutôt par leur réorganisation et leur reconsidération vis-à-vis de l'aléa. Dans ce sens, ce positionnement rejoint largement l'esprit des Plans de Prévention de Risques (P.P.R.), qui limitent l'urbanisation dans les zones à risques d'inondations (PPRi), d'avalanches (PPRa), d'incendies de forêt (PPRif), etc.

5.2.3.4 Echelles de gouvernance

Cette dernière force motrice clé fait référence à l'échelle dans laquelle la gestion du phénomène est principalement assumée. Comme on a eu déjà l'occasion de le dire, l'échelle de gouvernance a évolué dans le temps, aussi bien à travers le passage d'un système à un autre (de l'autogestion des habitants et des travailleurs de la forêt à la gestion par des experts opérant à des échelles supérieures), qu'à l'intérieur d'un même système (l'Etat ayant progressivement laissé son rôle central, au cours des dernières années, au Conseil Général). Quatre échelles sont envisageables :

i) Etatique : concerne les services de l'Etat, aussi bien les Ministères, que les services spécialisés (ONF) ou déconcentrés (DDTM).

ii) Départementale : SDIS, Conseil Général, PDPFCI, etc.

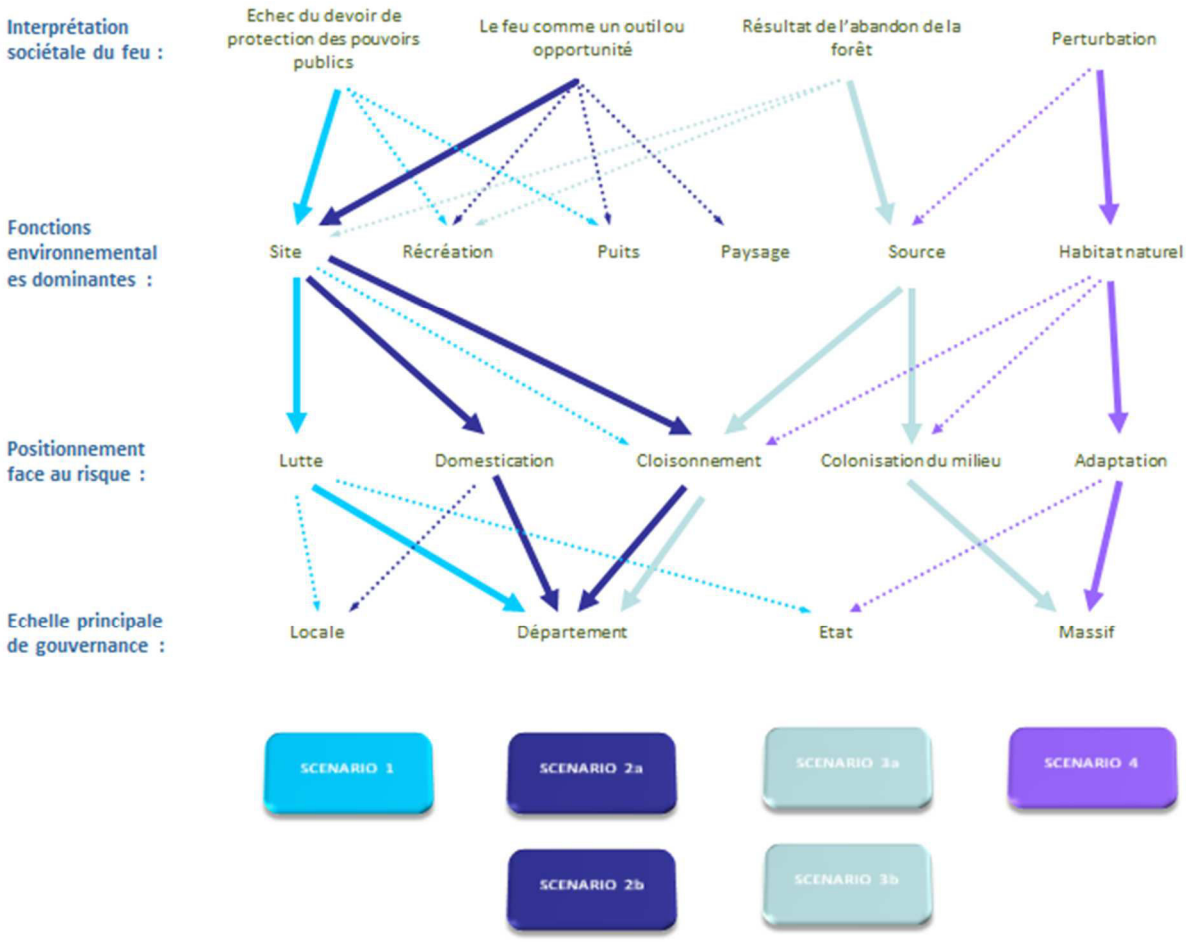
iii) Communale : Elus locaux, intercommunalités (SIVU, SIVOM, CC), CCFF, etc.

iv) Massif : Structures globales opérant ou susceptibles d'opérer à l'échelle du massif (Syndicat Mixte, PNR, Pays des Maures, Comités de Massif, etc.)

5.2.4 Assemblage des évolutions possibles des forces motrices clés

Une fois identifiées les évolutions possibles de chacune des quatre forces motrices clés, nous avons construit plusieurs histoires ou *narratives* reliant ces différentes évolutions et respectant les conditions de pertinence et de plausibilité (figure 5.10). Ce genre d'assemblages entre les différentes « valeurs » que peuvent prendre les forces motrices considérées est proposé entre autres par Schoemaker (1991 : 553). Dans notre travail, cet exercice est basé sur l'étude de la bibliographie et sur les informations obtenues à travers les entretiens réalisés sur le terrain.

Figure 5.10 : Les enchainements à la base de nos « scénarios de vie avec le feu »



Source : auteur

Comme l'illustre la figure 5.10, la combinaison des forces motrices clés permet de dégager quatre grandes narratives. Parmi celles-ci, deux peuvent se concrétiser en deux variantes plus ou moins différentes.

Le tableau 5.1 résume les idées basiques de chacune des 4 narratives identifiées, à la base donc de nos scénarios préliminaires.

Tableau 5.1 : Présentation des narratives identifiées (ébauches des scénarios préliminaires)

	Interprétation sociétale du feu	Fonctions environnementales dominantes	Positionnement face au risque	Echelle principale de gouvernance
SCENARIO 1	Le feu est perçu comme un fléau contre lequel la société lutte frontalement. Dans cette « guerre contre le feu », les moyens sont de plus en plus abondants et sophistiqués. Les GIF sont des catastrophes associées aux dysfonctionnements de ces parades.	Jugées inviables, les activités traditionnelles de la forêt sont définitivement abandonnées. Les Maures se tournent vers le tourisme balnéaire et l'immobilier. La forêt accueille aussi de grands évènements récréatifs (courses VTT, raids d'orientation, etc.).	La gestion du risque passe par une stratégie d'affrontement technique et par l'aménagement « artificiel » du massif, avec de grandes coupures de combustible conçues par le SDIS. La gestion du risque est assumée par les experts.	L'échelle départementale est centrale en termes de gouvernance. (rôle du SDIS et du CG). Au niveau du Massif, le fossé se creuse entre les communes du littoral (avec de gros moyens) et celles de l'arrière-pays (plus dépendantes des bailleurs de fonds).
SCENARIO 2	Le feu « sauvage » est considéré comme un élément négatif. Cela dit, grâce à la maîtrise de l'être humain, le feu peut jouer un rôle positif sur le milieu forestier (gestion de la biodiversité, prévention du risque, etc.).	Dans ce scénario, la société locale tourne le dos aux activités traditionnelles. Le massif forestier est avant tout conçu comme un lieu d'habitat et un « fond de carte postale » dont l'impact est positif sur le tourisme balnéaire.	Le feu est domestiqué, apprivoisé par l'être humain. Diverses techniques sont développées : brûlages dirigés, contre-feux, feux tactiques, etc. Des coupures de combustibles sont cependant nécessaires.	La gestion du phénomène reste dans les mains des experts. Il ne s'agit plus du SDIS, mais de la « technocratie forestière », avec plusieurs organismes au niveau départemental assumant un rôle considérable.
SCENARIO 3	Le feu est associé à l'état actuel d'abandon de la forêt. Il découle logiquement du manque d'activités économiques dans le massif et de rapports utilitaires directs entre le milieu forestier et la société locale.	Ici, sont redéveloppées les activités traditionnelles de la forêt, ainsi que d'autres, plus récentes, pouvant apporter un rendement significatif au milieu forestier (tourisme vert, habitat auto-protégé, fermes photovoltaïques, etc.).	Le fil conducteur du scénario est la volonté de réoccuper l'espace laissé au feu par la société locale. Etant donné les difficultés d'un tel projet, les coupures de combustible jouent un rôle important, surtout dans la première phase de (re)colonisation.	L'échelle principale de gouvernance est le massif. Le projet de (re)colonisation est basé sur une forte identité territoriale et le rôle de guidage et développement assumé par une structure fédératrice au niveau des Maures.
SCENARIO 4	La problématique du feu est perçue comme sur-emphatisée au point de distordre les enjeux de fond par rapport à l'aménagement du massif. Le feu, en tant que tel, est comparable à d'autres perturbations de l'écosystème comme peuvent être le gel ou la sécheresse.	La fonction « habitat naturel » est priorisée. Ici, l'enjeu principal est d'assurer l'entretien du milieu et d'éviter des impacts irréversibles. Le massif n'est pas mis pour autant « sous une coupole » : les activités traditionnelles sont jugées avoir un rôle positif (notamment social).	La société ne va pas à l'encontre de l'aléa, considérant celui-ci d'un côté immaîtrisable, et de l'autre comme un élément inhérent à la forêt méditerranéenne. L'être humain s'adapte donc à sa présence avec un comportement clairement peu interventionniste (≠ passif).	Le réaménagement du massif passe par la création et l'intervention d'une structure porteuse sur l'ensemble du territoire. Des aides importantes sont nécessaires, surtout dans la 1ère phase. L'Etat, mais aussi le CG et le CR, jouent un rôle important.

Source : auteur

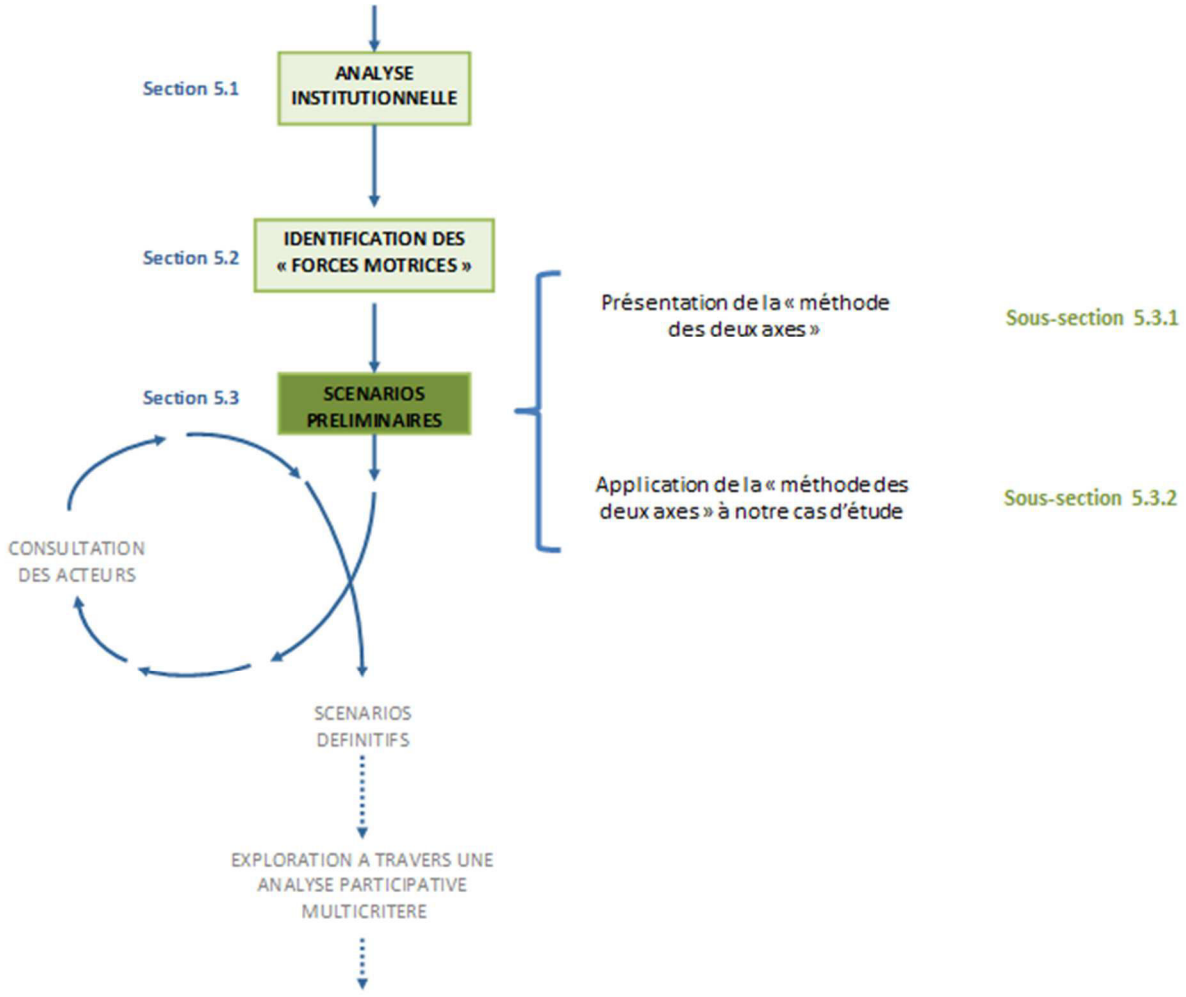
5.3 Construction des scenarios préliminaires

5.3.0 Introduction

Une fois identifiées les forces motrices clés par rapport à la problématique du feu et les enchaînements plausibles entre les différentes formes que ces forces peuvent adopter dans le futur (section 5.2), nous avons voulu transformer ces relations entre simples variables en « vrais » scénarios (section 5.3 ; voir figure 5.11).

Pour cela, nous avons tout d'abord cherché une façon de structurer de manière globale, cohérente et synthétique l'ensemble des scénarios envisagés. La « méthode des deux axes », présentée en détail dans la **sous-section 5.3.1**, a été finalement retenue. Réinterprétée puis réappropriée, cette méthode a été appliquée à notre cas d'étude et a débouché sur quatre scénarios préliminaires **(sous-section 5.3.2)**. Ceux-ci ont été ensuite soumis à l'avis des acteurs puis retravaillés et reformulés (chapitre 6) en vue de leur évaluation postérieure (Partie 3).

Figure 5.11 : Contextualisation de l'application de la méthode des deux axes et de l'élaboration des scénarios préliminaires



Source : auteur

5.3.1 Présentation de la « méthode des deux axes »

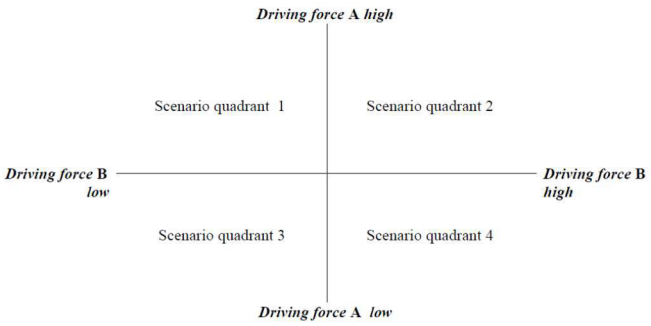
5.3.1.1 Le raisonnement sous-jacent à la méthode

Quel que soit le domaine d'application (recherche scientifique, aide à la décision publique, aide à la gestion d'entreprises, etc.) et le type d'informations mobilisées (qualitatives ou quantitatives), la « méthode des deux axes » constitue l'une des méthodes le plus souvent utilisées dans la construction de scénarios (Henrichs et al. 2010 : 218 ; EEA 2009 : 9). De par sa simplicité et la clarté qu'elle permet de donner à l'ensemble de l'exercice, cette technique s'est largement répandue au cours deux dernières décennies (Groves & Lempert 2007 : 74). Elle est censée permettre la construction et/ou la présentation cohérente(s) et systématique(s) de plusieurs scénarios significativement différents les uns des autres dans leurs logiques internes (Ogilvy & Schwartz 1998 : 6 ; Maack 2001 : 72 ; van't Klooster & van Asselt 2006 : 17).

La « méthode des deux axes » a été utilisée pour la première fois dans le cadre des activités de prospective du groupe Shell, dans les années 1960 (Postma & Liebl 2005 : 163). Depuis, elle a été reprise dans une multitude de contextes différents. Bien qu'elle ait été principalement appliquée dans le domaine des affaires, la méthode a servi également dans l'analyse de multiples problématiques liées à la soutenabilité et à la gestion des systèmes socio-écologiques (Berkhout et al. 2002 ; Westhoek et al. 2006 ; etc.). Elle a été appliquée notamment dans le cadre d'importants projets internationaux visant la construction de plusieurs scénarios « environnementaux » à l'échelle planétaire ; c'est le cas des scénarios SRES du GIEC (Nakicenovic et al. 2000), ainsi que de ceux du *Milennium Ecosystem Assessment* (MA 2005). La méthode a été également retenue dans la construction de scénarios « environnementaux » à l'échelle européenne (Westhoek et al. 2006), nationale (Höjer et al. 2011) et régionale (Peterson et al. 2003).

La « méthode des deux axes » repose largement sur l'identification de deux forces motrices centrales dénommées « critiques » ou « clés » (*key driving forces*) selon les auteurs. Une fois choisies, ces deux forces motrices sont projetées sur deux axes orthogonaux dont les extrêmes correspondent à des valeurs ou qualités opposées l'une par rapport à l'autre (élevé/bas, beaucoup/peu, collectif/individuel, local/global, altruiste/égoïste, etc.). A partir de ces deux axes, il est possible de distinguer quatre quadrants qui, à terme, sont censés devenir ou illustrer quatre scénarios clairement différenciés (voir figure 5.12).

Figure 5.12 : Projection sur un plan orthogonal des deux forces motrices clés

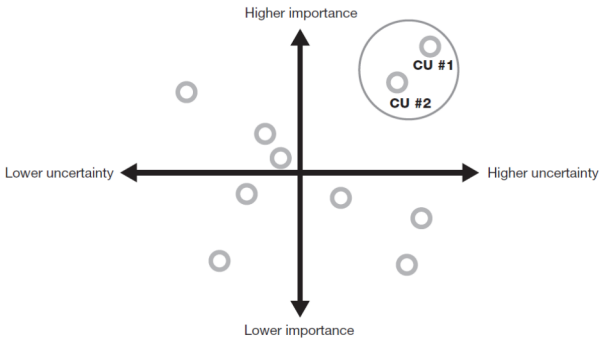


Source : van't Klooster & van Asselt (2006 : 18)

Pour certains auteurs comme Van der Heijden (1996 : 205), cette méthode n'est applicable que si deux forces (et seulement deux) se détachent clairement du reste ; l'addition de tout autre facteur multipliant exponentiellement le nombre de scénarios. Pour d'autres auteurs, cependant, lorsque les participants et/ou l'équipe porteuse du projet n'arrivent pas à sélectionner deux forces parmi toutes les autres, une troisième force motrice peut être alors retenue (Shwartz 1991 : 229), ce qui se traduit visuellement par le passage d'une matrice à un cube avec trois axes de discrimination et huit scénarios possibles. Comme il a été souligné par Ogilvy & Schwartz (1998 : 7), un tel choix permet une représentation plus réaliste du système analysé (il peut sembler en effet hasardeux de vouloir résumer la complexité d'un système socio-écologique à travers deux uniques facteurs d'explication). Cela peut aussi permettre d'éviter des conflits entre les acteurs engagés dans la construction des scénarios, voire même au sein de l'équipe porteuse du projet. Cela étant dit, la considération d'une troisième force centrale peut rendre l'exercice moins compréhensible et surtout, compliquer l'identification des scénarios…

En théorie, les deux forces motrices centrales doivent se distinguer du reste aussi bien pour leur degré d'incertitude que pour l'impact ou l'importance qu'ils ont sur le déroulement de la problématique (Shwartz 1991 : 228 ; Van der Heijden 1996 : 206). Ce sont donc les forces motrices les plus importantes et le moins prédictibles qui doivent être retenues pour construire les deux axes orthogonaux (voir figure 5.13).

Figure 5.13 : Matrice d'importance et d'incertitude (catégorisation des forces motrices et identification des forces motrices clés dans la méthode des deux axes)



Source : Jäger et al. (2007 : 30)

Le rôle des acteurs dans le choix des deux forces motrices clés (et par conséquent des deux axes de discrimination) varie significativement selon les cas de figure. Dans certains projets, les deux axes découlent directement de réunions de groupe où les acteurs discutent eux-mêmes les deux axes orthogonaux. Dans d'autres cas, les acteurs sont consultés mais c'est l'équipe porteuse du projet qui, *a posteriori*, réalise le choix final. L'équipe porteuse du projet peut également choisir elle-même les deux axes après consultation d'un panel d'experts (Peterson et al. 2003 ; Höjer et al. 2011) ou bien après une étude anthropologique (Heemskerk 2003). Bien sûr, des situations hybrides sont tout à fait possibles[33].

[33] Dans certains projets, le point de départ est une matrice orthogonale recyclée d'une étude antérieure (en règle générale d'un projet global comme celui du *Millenium Ecosystem Assessment* ou celui du GIEC), puis adaptée à

Dans les faits, la sélection des deux forces motrices clés peut s'avérer très compliquée (Henrichs et al. 2010 : 219). En effet, plusieurs combinaisons de facteurs peuvent donner lieu à des scénarios intéressants et potentiellement pertinents. Le choix des deux axes peut donc être facilement source de conflits et/ou de méfiance entre l'équipe porteuse du projet et les participants (Maack 2001 : 74 ; Groves & Lempert 2007 : 74). Dans certains cas, le choix des deux axes et leur interprétation peut même créer des dissensions importantes au sein de l'équipe qui dirige la démarche d'élaboration des scénarios (van't Klooster & van Asselt, 2006). Il peut arriver que le choix des deux facteurs d'évolution soit durement critiqué par une partie des acteurs, et ce, même lorsque plusieurs réunions de groupe ont été organisées ou que les acteurs ont été consultés. Les participants peuvent avoir l'impression que les deux axes leur ont été imposés et ne plus vouloir participer activement au reste de l'exercice (*ibidem* : 21). A ce stade de la construction des scénarios, il s'avère donc indispensable que l'équipe à la tête du projet soit le plus transparente possible et que le processus soit le plus itératif possible (avec, si possible, plusieurs matrices revisitées selon les critiques et les propositions faites par les acteurs). Ces conditions de transparence et d'itérativité sont d'autant plus importantes que l'incertitude et l'importance sont des critères difficilement quantifiables et comparables entre les facteurs candidats. En effet, les deux forces motrices « clés » ou « critiques » ne peuvent être identifiées ni à travers des calculs numériques ni grâce à des arguments purement objectifs ; elles découlent forcément d'un choix plus ou moins subjectif de l'équipe porteuse du projet, des acteurs engagés dans le processus ou des deux à la fois (Garb et al. 2008 : 2).

Dans la pratique, il arrive très souvent que la justification de ce choix s'éloigne significativement des critères théoriques ci-dessus présentés, à savoir, le degré d'incertitude et le poids sur l'évolution du système. La littérature fournit de nombreux exemples dans ce sens-là. Dans le projet mené par l'UKCIP[34] par exemple, l'équipe à la tête du projet choisit parmi tous les facteurs candidats ceux « *ayant le caractère le plus qualitatif* », en l'occurrence : (i) les valeurs sociales et (ii) les modèles de gouvernance (Berkhout et al. 2002 : 88). Dans Peterson et al. (2003 : 8), le choix des deux axes orthogonaux se justifie par la volonté de l'équipe porteuse du projet de « *se focaliser sur l'activité humaine et son impact sur l'écosystème local* ». Les deux axes finalement retenus dans ce projet sont : (i) la vulnérabilité écologique liée aux activités humaines et (ii) les comportements migratoires. Cet éloignement progressif par rapport aux principes de base de la méthode des deux axes a conduit certains auteurs à proposer de manière générale la construction de plusieurs matrices à partir de différentes combinaisons de forces centrales, et de choisir finalement la matrice qui s'ajuste le mieux à l'enjeu principal ou la problématique étudiée (Henrichs et al. 2010 : 183).

Il est important de souligner que la flexibilisation progressive de la méthode ne constitue pas un problème en soi : au contraire, elle illustre une adaptabilité indispensable face à la diversité et la complexité des problématiques susceptibles d'être analysées à travers l'approche des scénarios. C'est précisément la rigidité initiale de la méthode qui a suscité le plus grand nombre des critiques soulevées à son encontre (Groves & Lempert 2007 : 74).

la problématique en question. Cette adaptation peut être réalisée à travers des groupes de travail avec les acteurs ou grâce à une série de consultations (Westhoek et al. 2006 : 13 ; Eickhout et al. 2004 : 565).

[34] *United Kingdom Climate Impacts Programme*.

5.3.1.2 Une méthode interprétée (et utilisée) de diverses façons

La « méthode des deux axes » peut faire l'objet d'interprétations et d'usages significativement différents (Van't Klooster & van Asselt 2006). Selon ces auteurs, la méthode peut être mobilisée comme étant :

i) la colonne vertébrale des scénarios définitifs (*backbone perspective*);
ii) les fondations des scénarios définitifs (*foundation perspective*) ;
iii) un échafaudage à vocation temporaire (*building scaffold perspective*) ;
iv) une vitrine permettant la visualisation de scénarios élaborés au préalable (*show case perspective*).

Ces quatre interprétations alternatives de la « méthode des deux axes » ont des implications méthodologiques hétérogènes et reposent sur des positionnements épistémologiques opposés. Il est donc important de souligner les particularités de chacune d'elles afin de caractériser convenablement l'usage que nous en avons fait dans notre travail de recherche.

Les axes peuvent être conçus tout d'abord comme la « colonne vertébrale » des scénarios (*backbone perspective*). Dans ce cas, la structure des scénarios est fixée par les deux axes orthogonaux et reste immuable tout au long du processus d'élaboration. Une fois les deux axes déterminés, le processus consiste « simplement » à étoffer les quatre quadrants de la matrice. Les quadrants et les scénarios définitifs sont donc équivalents. Cette première perspective se base sur des arguments de type positiviste : les deux axes découlent logiquement d'une analyse rationnelle et objective entre toutes les forces motrices candidates. De ce point de vue, les axes fournissent un élément de structuration scientifique.

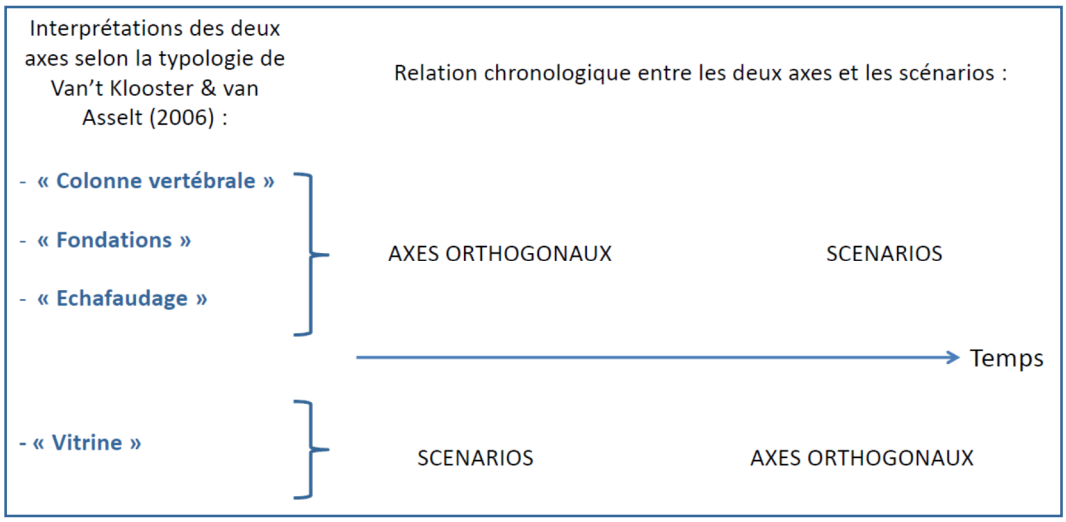
Deuxièmement, les deux axes peuvent aussi constituer les « fondations » des scénarios définitifs (*foundation perspective*). Dans ce deuxième cas de figure, les scénarios reposent sur les deux axes orthogonaux, de telle sorte que si on venait à les supprimer plus tard dans le processus d'élaboration, ils s'écrouleraient comme un château de cartes. Les scénarios sont donc développés dans un cadre de référence bien précis et à vocation définitive. Cependant, et contrairement à la première perspective, l'interprétation des deux axes reste ici flexible : plusieurs significations peuvent coexister au sein de l'équipe qui développe les scénarios et/ou parmi les acteurs. Dans ce cas, donc, les axes sont une construction sociale et non pas une réalité objective calculable.

Troisièmement, les deux axes peuvent être conçus comme un « échafaudage » voué à sa suppression une fois terminée l'étape initiale de construction des scénarios (*building scaffold perspective*). De ce point de vue, les axes orthogonaux permettent de différencier les scénarios tant que ceux-ci sont dans un état primitif, mais lorsqu'ils ont été suffisamment étayés par des logiques consistantes au niveau interne et cohérentes avec la place qu'elles occupent par rapport aux deux axes, ces derniers doivent pouvoir être retirés sans que le tout « tombe parterre ». Les axes n'ont alors plus aucune utilité ; au contraire, ils peuvent limiter la richesse et la créativité des scénarios (Chermack & van der Merwe 2003 : 451).

Enfin, quatrièmement, les deux axes peuvent être aussi perçus comme une « vitrine » (*show case perspective*). Dans ce cas, les scénarios sont construits et développés *a priori* et indépendamment des deux axes. Ceux-ci ne sont utilisés qu'*a posteriori*, une fois les scénarios édifiés, dans le but de

présenter et communiquer ces derniers. Ici, la matrice et ses quatre quadrants constituent tout simplement un espace de possibilités permettant d'explorer *ex post* les similarités et les dissemblances par rapport aux hypothèses basiques des différents scénarios (voir figure 5.14).

Figure 5.14 : Interprétations de la « Méthode des deux axes » et relations chronologiques entre les axes orthogonaux et les scénarios



Source : auteur

La « méthode des deux axes » fournit (quelle que soit la perspective privilégiée) un cadre de référence très visuel, facile à retenir et très facilement compréhensible par l'ensemble des participants et les décideurs. La méthode permet par ailleurs de structurer la démarche autour d'un nombre limité de scénarios (en principe pas plus que quatre ou cinq[35]), ce qui a été souvent souligné comme une condition de succès par rapport aux démarches prospectives (van der Heijden 1997 : 187 ; Alcamo 2001 : 12 ; Peterson et al. 2003 : 361 ; Henrichs et al. 2010 : 220 ; Chermack 2011 : 223 ; etc.).

[35] En règle générale, la méthode des deux axes donne lieu à quatre scénarios distincts. Mais d'autres cas de figure sont envisageables. Un cinquième scénario de référence (de type « business as usual ») peut venir compléter les quatre quadrants et se positionner à l'intersection des deux axes orthogonaux (Höjer et al. 2011). Dans d'autres cas, jusqu'à six scénarios peuvent être retenus à partir de deux facteurs ou dimensions clés (McDowall & Eames 2006). Par ailleurs, la méthode des deux axes peut aussi impliquer seulement trois scénarios lorsqu'un des quadrants ne donne pas lieu à un scénario suffisamment pertinent ou plausible (IEA 2003 ; Peterson et al. 2003).

5.3.2 La « méthode des deux axes » dans le cadre de notre recherche

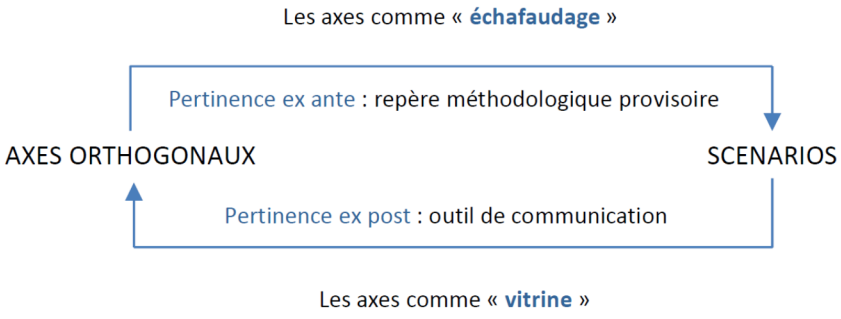
Dans notre travail de recherche, la « méthode des deux axes » est appliquée après avoir complété notre analyse institutionnelle (section 5.1) et identifié les forces motrices de la problématique, ainsi que les relations envisageables entre leurs évolutions respectives (section 5.2). A partir de ces éléments, nous avons composé plusieurs histoires ou *narratives*. Celles-ci prennent comme point de départ l'ensemble des discours existant autour du feu et se projettent ensuite dans le futur de la façon la plus consistante possible. Il s'agit donc d'une démarche principalement constructiviste, dans le sens où les propos des acteurs et les significations que ceux-ci attribuent au phénomène du feu constituent le socle des scénarios envisagés. C'est aussi une approche principalement heuristique, dans la mesure où les scénarios visent l'exploration et la découverte des implications concrètes de chaque discours.

Si on devait caractériser l'application que nous avons faite de la « méthode des deux axes » selon la typologie proposée par Van't Klooster & van Asselt (2006), on dirait qu'elle est à cheval entre les perspectives dénommées « échafaudage » et « vitrine ».

D'un côté, les deux axes retenus constituent un « échafaudage » dans le sens où ils fournissent une structure sur laquelle nous nous sommes appuyés pour transformer les *narratives* initiales en « vrais » scénarios et rendre facilement identifiables ces derniers à travers un nombre restreint de facteurs de caractérisation. Les deux axes nous ont donc fourni un repère méthodologique tout au long du processus de construction des scénarios, en nous permettant notamment : (i) d'éviter des chevauchements excessifs et des confusions dans le développement des différents scénarios, et (ii) d'identifier des incongruités par rapport aux facteurs basiques de discrimination. De ce point de vue, leur utilisation est *ex ante*, puisqu'elle a servi à la construction des scénarios préliminaires et finaux. Elle est aussi provisoire, dans la mesure où nos scénarios finaux se sont avérés suffisamment autonomes par rapport aux deux axes au moment de leur évaluation par les acteurs locaux.

D'un autre côté, les deux axes proposés constituent aussi « une vitrine » utilisée *ex post* (voir figure 5.15). En effet, grâce à l'application de la méthode, nous avons pu proposer : (i) une vision globale et synthétique des différents scénarios, rapidement compréhensible et mémorisable même par les personnes n'ayant pas directement participé à la démarche ; (ii) un éclairage sur les éléments de base qui différencient les discours sur le feu. De ce point de vue, les axes constituent un outil de communication dont la pertinence est donc postérieure à la création des scénarios.

Figure 5.15 : Application de la « méthode des deux axes » dans notre travail de recherche



Source : auteur

Les deux axes ont été choisis comme suit : à partir des 4 forces motrices clés identifiées (voir sections 5.2.1 et 5.2.2), nous avons tenté plusieurs combinaisons et construit des plans orthogonaux candidats pour répondre aux objectifs de guidage dans la construction des scénarios et de communication postérieure. Ce procédé par tâtonnement nous a finalement conduits à un binôme qui semblait pouvoir répondre aux objectifs marqués. Il a été retenu dans l'élaboration des scénarios préliminaires, puis soumis à l'avis des acteurs pendant la phase de consultation (chapitre 6).

Les deux facteurs finalement retenus sont : (i) « le regard porté sur le feu » et (ii) « les fonctions environnementales dominantes »[36]. Ces facteurs ont été reformulés afin de les doter d'un caractère binaire compatible avec la représentation matricielle (voir figure 5.16). Au final, les deux axes peuvent être définis comme suit :

- **1er axe :** Le regard porté sur le feu.

Le premier axe repose sur deux positionnements diamétralement opposés par rapport au feu : d'un côté, son refus systématique et donc la volonté de le supprimer ; d'un autre côté, son acceptation sous une forme plus ou moins domptée par l'être humain.

- **2ème axe :** Le degré de remise en cause de l'aménagement actuel du massif.

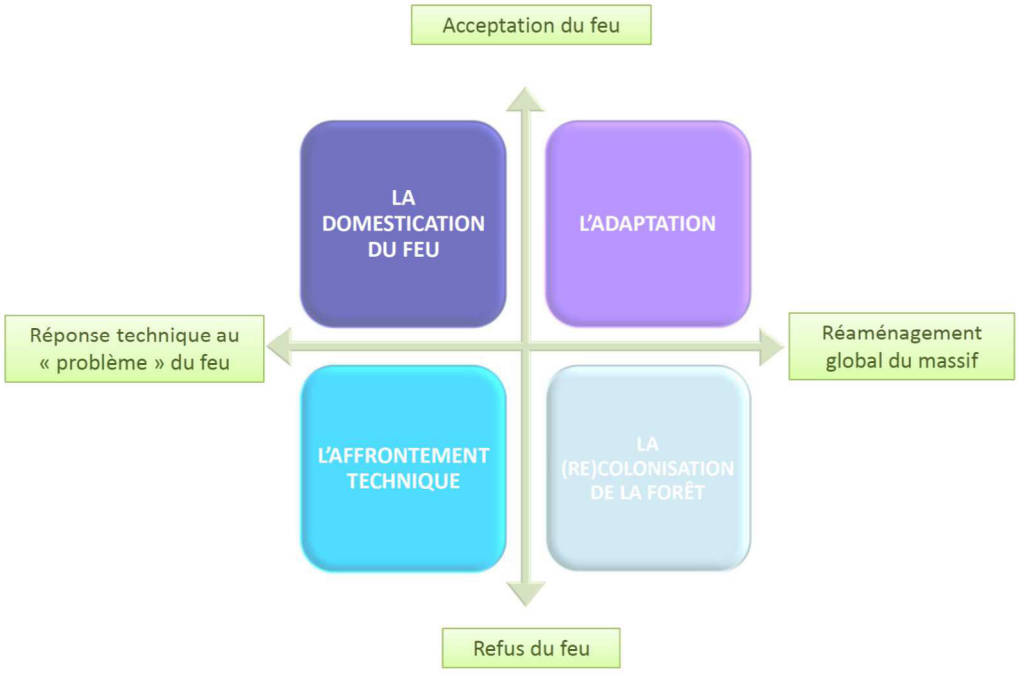
Le deuxième axe retenu fait référence aux différentes fonctions environnementales du massif des Maures. L'analyse des entretiens montre clairement comment certains acteurs voient le « problème » du feu d'une façon principalement technique, et ne remettent pas en cause la hiérarchisation actuelle des fonctions environnementales. Ces acteurs déploient un argumentaire largement focalisé sur les stratégies de gestion du risque et les moyens mis en œuvre pour protéger les enjeux actuellement priorisés (habitat, tourisme). D'autres acteurs, au contraire, associent le problème du feu aux choix de développement faits par la société locale (abandon des activités forestières, focalisation sur le tourisme côtier, influence et impact croissants des agglomérations à proximité du massif, etc.) et réclament des transformations à ce niveau-là. Notre deuxième axe oppose donc deux réponses possibles au « problème » du feu : d'un côté, une réponse plutôt technique impliquant la protection des enjeux dominants actuels ; et de l'autre côté, l'élargissement de la problématique à travers une remise en cause de l'aménagement du territoire (nouvelle priorisation des fonctions environnementales dominantes).

Enfin, il est important de nuancer le poids et le rôle attribués à cette matrice dans notre étude, notamment vis-à-vis de la théorie ici présentée. Pour cela, plusieurs arguments peuvent être employés : (i) la dissociation opérée, suite à la phase de consultation (chapitre 6), entre les quadrants ci-dessous exposés et nos scénarios finaux ; (ii) la mise en évidence, à partir du retour des acteurs, des passerelles envisageables entre les quadrants de la matrice (chapitre 6) ; (iii) enfin, l'addition d'informations par rapport à la représentation théorique de base, que ce soit à travers la considération d'une troisième force motrice (employée pour intituler les quadrants de la matrice) ou l'utilisation d'autres

[36] Afin de limiter la réduction de complexité inhérente à la « méthode des deux axes », nous avons intitulé chacun des quadrants de notre matrice en mobilisant une troisième force motrice, en l'occurrence : « le positionnement face au risque ». Pour cela, nous nous sommes basés sur les relations logiques identifiées entre les différentes évolutions possibles de nos forces motrices clés (section 5.2.2). Le résultat est la matrice présentée à la page suivante (figure 5.16).

représentations complémentaires permettant de dépasser le caractère binaire inhérent à la matrice (chapitre 6).

Figure 5.16 : Structuration des « scénarios de vie avec le feu » à travers la « méthode des deux axes »



Source : auteur

5.4 Conclusion

Dans ce cinquième chapitre, nous avons présenté les trois premières étapes du processus de construction des « avenirs du feu dans les Maures » : (i) la réalisation d'une analyse institutionnelle (basée notamment sur 68 entretiens individuels) **(section 5.1)** ; (ii) l'identification des forces motrices **(section 5.2)** ; et (iii) la construction des scénarios préliminaires, assemblés synthétiquement grâce à la « méthode des deux axes » **(section 5.3)**.

A travers les différents procédés présentés tout au long du chapitre, la masse d'informations recueillies sur le terrain et à travers l'étude de la bibliographie a débouché sur quatre *narratives* préliminaires. Il s'agit là d'une structuration possible (parmi beaucoup d'autres) du « problème » du feu (ces scénarios préliminaires constituent en quelque sorte une « *méta-narrative* » en grande partie façonnée par l'analyste). Dans ce sens, la consultation des acteurs **(section 6.1)** et la reformulation des scénarios à partir des critiques recueillies **(section 6.2)** cherchent à limiter la subjectivité inhérente à un tel exercice en permettant les acteurs de s'identifier avec les perspectives développées et de s'investir dans la démarche évaluative (présentée dans la 3ème partie de ce travail de recherche).

CHAPITRE 6

UNE APPLICATION DE L'APPROCHE DES SCENARIOS A LA PROBLEMATIQUE DU FEU DANS LES MAURES (2):

Phases de consultation des acteurs et de (re)formulation des scénarios

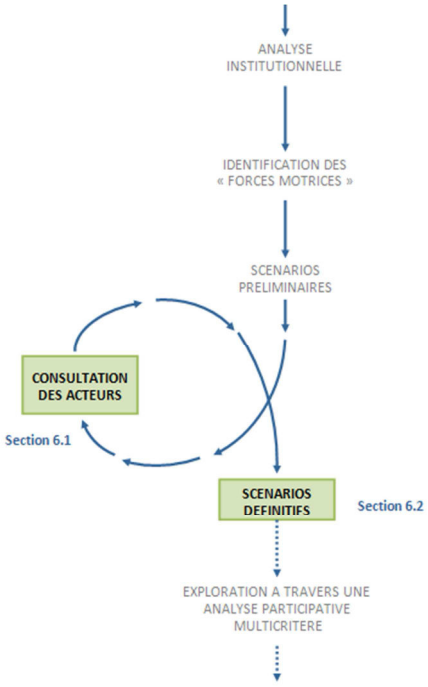
6.0 Introduction

Dans ce chapitre 6, nous présentons en détail les deux dernières étapes du processus d'élaboration des « avenirs du feu dans les Maures », à savoir, la phase de consultation des acteurs et la construction des scénarios définitifs (voir figure 6.0).

Comme on aura l'occasion de le voir dans la section 6.1, les critiques réalisées par les acteurs locaux vis-à-vis des scénarios préliminaires sont nombreuses et se réfèrent aussi bien à la démarche dans sa globalité qu'a des éléments très concrets de chaque scénario. Au total, 23 acteurs participent à cette phase du processus. Dans cette première section, nous expliquons également comment les informations recueillies à travers cette nouvelle série d'entretiens sont analysées puis incorporées dans les scénarios définitifs.

Ceux-ci constituent l'objet principal de la section 6.2 et l'aboutissement de tout le processus d'élaboration présenté dans les chapitres 5 et 6. Nous faisons le choix de présenter les scénarios tels qu'ils ont été soumis aux acteurs dans la phase d'évaluation (chapitre 9).

Figure 6.0 : Les étapes du processus d'élaboration des « Avenirs du feu dans les Maures » présentées dans le chapitre 6 (la consultation des acteurs et la construction des scénarios définitifs)

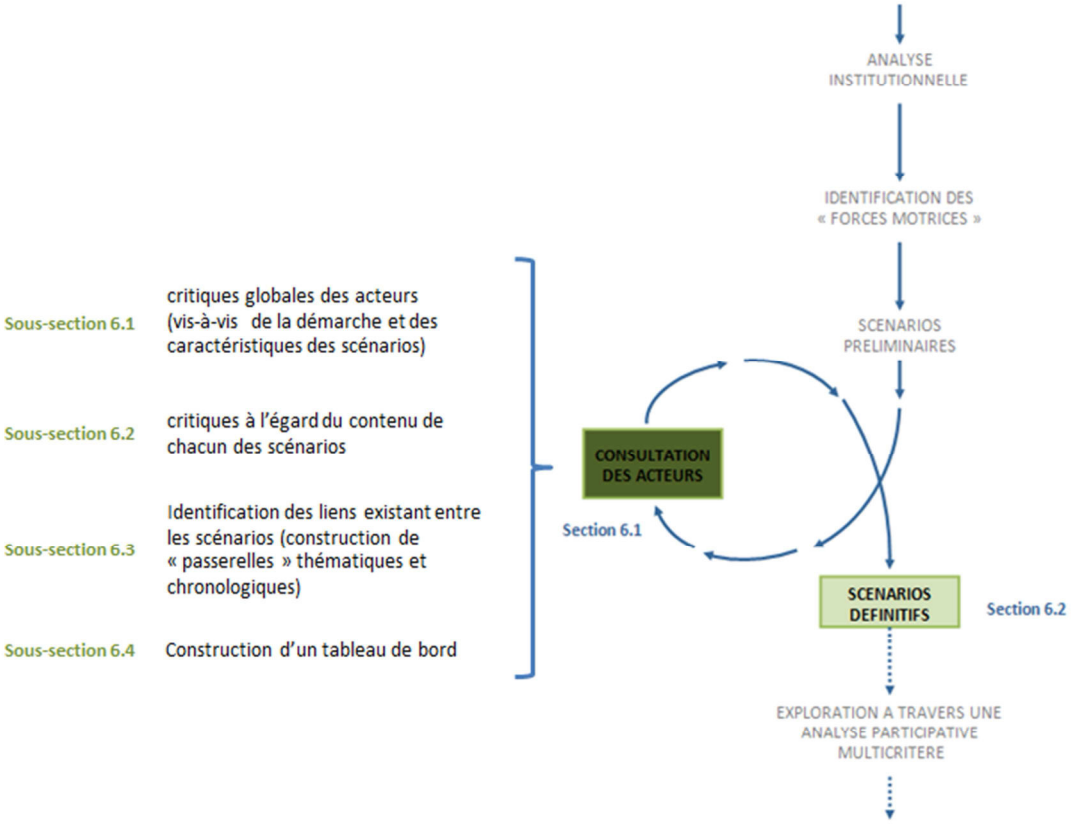


Source : Auteur.

6.1. La phase de consultation des acteurs locaux

Dans cette première section du chapitre 6, nous présenterons tout d'abord les caractéristiques des entretiens individuels sur lesquels s'appuie la phase de consultation **(sous-section 6.1.0)**. Nous nous intéresserons ensuite aux critiques globales réalisées par les acteurs ayant participé à cette phase de consultation **(sous-section 6.1.1)**. Nous verrons aussi quels ont été les commentaires des acteurs rencontrés par rapport au contenu de chacun des scénarios préliminaires **(sous-section 6.1.2)**, ainsi que les liens ou connexions qu'ils ont repérés entre ces derniers **(sous-section 6.1.3)**. Enfin, nous présenterons un tableau de bord (suggéré par plusieurs acteurs) et mobilisant plusieurs indicateurs qualitatifs dont l'évolution risque de varier significativement d'un scénario à l'autre **(sous-section 6.1.4)**.

Figure 6.1 : Contextualisation de la phase de consultation dans le processus d'élaboration des « avenirs du feu dans les Maures »



Source : Auteur

6.1.0 La deuxième série d'entretiens

Une fois élaborés les scénarios préliminaires, nous les avons soumis à l'avis d'une partie des acteurs locaux. L'objectif de cette nouvelle série d'entretiens individuels était double : d'un côté, faire connaître la première version de nos scénarios de vie avec le feu, ainsi que les détails de leur construction ; d'un autre côté, recueillir les critiques et les propositions des acteurs afin de construire les scénarios définitifs. Cette deuxième série d'entretiens a été réalisé en trois temps distincts : (i) tout d'abord, nous avons contacté individuellement les acteurs, expliqué le sens et la visée de cette phase de consultation et distribué la documentation nécessaire (celle-ci contenait une plaquette présentant brièvement notre travail de recherche, une liste des personnes rencontrées et un cahier de 12 pages présentant les quatre scénarios préliminaires et leurs caractéristiques principales) ; (ii) chaque acteur a ensuite procédé de son côté à la lecture détaillée de la documentation distribuée; (iii) enfin, nous avons rencontré un par un les acteurs, recueilli leurs commentaires et échangé, parfois pendant plusieurs heures, sur les améliorations possibles des quatre scénarios préliminaires[1]. Les observations des acteurs ont porté aussi bien sur des aspects globaux de la démarche (horizon temporel, axes retenus pour discriminer les scénarios, caractère plus ou moins dynamique des descriptions, etc.), que sur des éléments individuels au sein de chacun des scénarios[2]. Cette consultation exigeait donc une disponibilité et une quantité de travail importantes de la part des acteurs.

Nous avons donc fait le choix de ne contacter qu'une partie des acteurs rencontrés lors de la première phase d'entretiens. La sélection s'est faite en considérant trois critères principaux : (i) la disponibilité des acteurs ; (ii) leur rôle plus ou moins central par rapport à la problématique du feu ; et (iii) la possibilité (ou pas) de mobiliser d'autres personnes appartenant à la même catégorie d'acteurs. Nous avons ainsi contacté 32 acteurs, parmi lesquels 23 ont finalement accepté notre invitation, ce qui correspond à un taux de participation d'environ 72%. Ce taux est particulièrement élevé si l'on considère le temps nécessaire pour la lecture de la documentation et la discussion postérieure, ainsi que le nombre de sollicitations par acteur dans notre démarche (jusqu'à trois entretiens dans certains cas, sans compter l'évaluation finale des scénarios). Par ailleurs, il est important de préciser que cette consultation a été réalisée au mois de septembre, lorsque la surveillance du risque d'incendie et les vendanges retenaient encore une grande partie des acteurs.

Malheureusement, nous n'avons pas réussi à faire participer des membres du SDIS dans cette phase de consultation. Les sapeurs-pompiers contactés ont tous décliné notre invitation. Leur absence dans cette étape constitue une limite à notre démarche. Cela dit, les scénarios intègrent bien évidemment des éléments que ces acteurs ont évoqués lors de l'analyse institutionnelle[3]. Toutes les autres catégories sont représentées dans cette étape de la démarche. Dans certains cas, une seule personne a participé à la consultation, mais son rôle était alors central par rapport à la catégorie en question (ex : président ou vice-président d'un organisme de représentation, chef de service d'une équipe

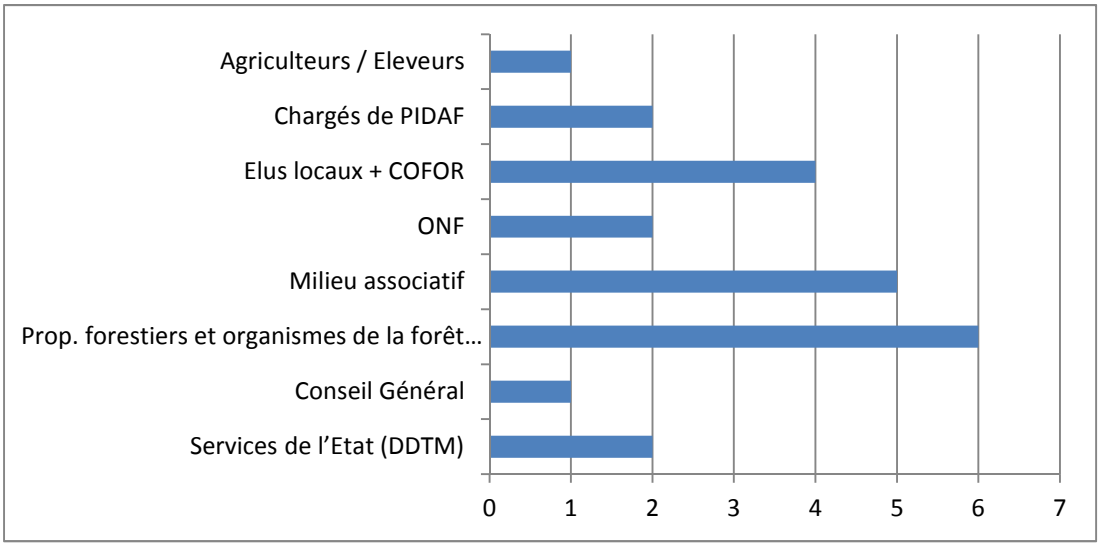
[1] Plusieurs entretiens se sont déroulés sur plusieurs jours (deux après-midi par exemple).

[2] Dans la plupart des entretiens, la personne interviewée a décortiqué un par un chacun des scénarios préliminaires. En règle générale, les acteurs avaient lu le feuillet distribué et avaient noté de nombreux commentaires ou suggestions.

[3] Nous avons réalisé jusqu'à sept entretiens avec des membres du SDIS (cinq capitaines, un colonel et un commandant, ce dernier à la retraite au moment de l'entretien).

départementale, etc.). La figure 6.2 montre la distribution des 23 personnes engagées dans la phase de consultation selon les différentes catégories d'acteurs identifiées.

Figure 6.2 : Acteurs engagés dans la phase de consultation



Source : Auteur.

Comme c'était déjà le cas dans la première série d'entretiens, les échanges ont tous été enregistrés avec engagement de confidentialité. Ils ont tous été retranscrits intégralement.

6.1.1 Les critiques globales

6.1.1.1. Retours concernant la démarche dans son ensemble

De façon globale, les acteurs ont validé les scénarios préliminaires et leurs commentaires ont été majoritairement positifs. Les principales qualités associées à l'approche proposée ont été : (i) le recul qu'elle permet de prendre aux acteurs par rapport à la problématique ; (ii) la considération sur un même pied d'égalité de l'ensemble des discours existants autour du feu ; et (iii) la mise en évidence des enjeux de fond et des conflits existants dans les Maures :

> *« L'approche me paraît très intéressante car elle permet de prendre du recul, on n'est plus dans l'urgence. Ça nous permet d'avoir une vision globale, une vision d'ensemble qui me parait indispensable »* (Ingénieur forestier).

> *« Même si on n'est pas habitué à ce type d'analyse, on s'y retrouve assez facilement. Globalement, je reconnais les discours et les propositions existantes dans les Maures. C'est une nouvelle façon de structurer tout ça, ça peut aider à faire avancer les choses »* (DDTM).

> *« On est à la fin d'un cycle dans la gestion du feu, mais il n'y a pas assez de volonté politique pour réaliser le changement. L'idée de proposer plusieurs scénarios me paraît donc pertinente »* (Propriétaire forestier).

> *« On est dans l'essentiel du sujet. Bravo ! Par contre, certains ne doivent pas trop apprécier ce genre de projet… »* (Agent ONF).

« Les 4 scénarios sont déjà en partie la réalité des Maures, comme dans un film où nous sommes à la fois acteur et spectateur. Nous sommes enfin dans la vérité » (Agriculteur en forêt).

« On nous demande enfin notre avis ! C'est déjà une évolution considérable… Aujourd'hui, il n'est plus possible de gérer le feu sans travailler en commun avec la population, mais on est malheureusement exclus de cette gestion… » (Habitant en forêt).

Bien sûr, l'approbation des scénarios n'a pas été unanime. Parmi les 23 acteurs ayant participé à la phase de consultation, un s'est manifesté clairement contre notre démarche, qu'il a considérée sans base scientifique et fondée exclusivement sur les dires des acteurs. Il a formulé des critiques concrètes à l'égard des scénarios, mais s'est opposé à poursuivre le processus d'exploration :

« Ce qui me dérange dans tout ça, c'est qu'on demande l'opinion des gens mais il n'y a pas d'analyse. Ce que disent les gens, c'est dit en fonction de leurs intérêts personnels. Chacun tire la couverture de son côté. Pour moi, ça n'a pas de sens de se situer dans l'un de ces 4 scénarios. La situation est très complexe et trop souvent, on la réduit à des choses trop simples » (Chargé de Patrimoine).

En ce qui concerne les 22 autres acteurs, les deux axes de discrimination retenus dans notre matrice ont été globalement acceptés. Seulement quatre acteurs ont critiqué le choix des deux axes. Parmi ces acteurs, trois ont désapprouvé le « regard sur le feu » comme facteur de discrimination : selon l'un d'eux, le feu est et restera toujours *« un phénomène naturel, indépendamment de la gestion choisie »* ; selon les deux autres, au contraire, le feu constitue toujours *« une catastrophe naturelle »* et le regard que la société porte dessus ne risque pas d'évoluer[4]. Le quatrième acteur a jugé les deux axes retenus comme étant *« moyennement »* pertinents, et a proposé deux facteurs clés alternatifs : *« la pression immobilière »* et *« la disponibilité de ressources financières »*.

L'approbation générale des deux axes proposés peut paraître surprenante à la lumière de la littérature académique existante (voir sous-section 5.3.1), d'autant plus que le choix de ces deux axes a été à nouveau approuvé lors de la phase d'évaluation (voir chapitre 9). Deux arguments alternatifs peuvent expliquer ce résultat : il peut tout d'abord être associé à un comportement plutôt passif et apathique de la part des acteurs, mis face à des scénarios qu'ils n'ont pas élaborés eux-mêmes. Cependant, l'investissement en temps et en travail que ces acteurs ont accepté d'accomplir lors de cette deuxième série d'entretiens, avec dans certains cas des entretiens de trois ou quatre heures (voire plus), ainsi que la richesse et la minutie de leurs critiques (sur le fond comme sur la forme) ne semblent révéler ni de l'apathie, ni du désintérêt. Bien au contraire : cet engagement démontre que la validation des deux axes constitue un positionnement actif et affirmé à part entière. Et en tant que tel, nous l'associons plutôt au poids donné aux discours locaux autour du feu et à leur structuration par quelqu'un d'externe à la problématique locale et aux intérêts en jeu. Ce choix nous a permis en effet de créer des futurs possibles avec lesquels les acteurs se sont facilement familiarisés, et dans lesquels ils ont reconnu des conflits de fond pouvant faire basculer la problématique dans l'une des quatre histoires ou *narratives* proposées. Dans ce sens, le travail socio-

[4] Ces positionnements ne révèlent pas tant un manque de pertinence de l'axe en question, que la nécessité d'insister dans la présentation des scénarios finaux sur leur caractère holistique et inclusif vis-à-vis de l'ensemble des discours existants autour du feu.

institutionnel réalisé à l'amont des scénarios et leur essence principalement constructiviste, ont visiblement permis une appropriation des scénarios autrement inaccessible sans la réalisation d'ateliers participatifs exigeant d'importantes ressources humaines et financières. La structuration de cette information par un analyste externe (affilié à aucune des institutions concernées) a ensuite facilité la canalisation des critiques et a rendu possible, dans la plupart des cas, l'acceptation par les acteurs de l'ensemble des arguments repérés initialement.

6.1.1.2 Critiques et suggestions par rapport aux caractéristiques des scénarios

Si les scénarios préliminaires ont été globalement bien accueillis par les acteurs, ceux-ci leur ont tout de même adressé des critiques et proposé diverses modifications (ce qui par ailleurs constituait l'objectif principal de la phase de consultation). En ce qui concerne les caractéristiques des scénarios, la plupart des réactions se sont focalisées sur les aspects suivants : (i) l'esprit trop contenu ou trop caricatural, selon les cas, des descriptions proposées ; (ii) leur caractère plus ou moins dynamique ; et (iii) leur niveau d'abstraction. Comme on va le voir, les critiques reçues ne sont pas forcément univoques et la plupart des propositions s'avèrent difficilement conciliables les unes avec les autres.

En ce qui concerne le premier des trois aspects évoqués, une partie des acteurs a trouvé certains scénarios plutôt caricaturaux, au point de mettre en cause leur plausibilité dans les Maures :

> *« Certains scénarios tendent à la caricature et opposent des éléments pas toujours opposables. Par exemple, il ne faut pas opposer les tortues et les débroussaillements »* (chargé de PIDAF)

> *« Le premier scénario est présenté de façon trop caricaturale ; il faudrait introduire quelques nuances… Tel qu'il est présenté, on dirait qu'il est complètement incompatible avec une certaine prise en compte de l'habitat naturel, avec un certain respect du patrimoine forestier »* (DDTM).

> *« L'idée de l'exploitation touristique du feu n'est pas réaliste ! Vous allez beaucoup trop loin… »* (Agent ONF)

> *« Vous savez, le problème par rapport au dernier scénario c'est qu'aujourd'hui, il n'y a plus de gens motivés pour être chevrier ou maraîcher dans les Maures. Le métier d'agriculteur exige beaucoup de travail, il y a beaucoup d'aléas… Tout ça pour avoir le SMIC dans le meilleur des cas. Alors, il ne faut pas se laisser emporter par le lyrisme. Ce scénario est trop caricatural »* (Propriétaire forestier).

D'autres acteurs ont estimé au contraire que les scénarios proposés étaient trop proches de la réalité aujourd'hui présente dans les Maures et qu'ils devaient donc être encore plus projetés dans le futur :

> *« Moi je pousserais les scénarios encore plus au bout pour voir ce qui pourrait se passer avec la couverture du massif ou l'intégration sociale par exemple »* (Ingénieur forestier).

> *« Certains scénarios devraient être encore plus poussés à l'extrême, il faudrait noircir davantage le panorama pour que l'on voie où ça mène de faire une chose ou l'autre, notamment par rapport à l'identité du territoire, à la culture locale »* (Chargé de patrimoine).

Loin de nous surprendre, ce genre de réactions contradictoires confirme en fait une dualité inhérente aux scénarios. Comme le souligne Mermet (2005 : 196), les acteurs doivent en principe retrouver dans chacun des scénarios aussi bien des repères familiers, leur permettant de les raccrocher à leurs connaissances et à leur compréhension du problème, que des éléments de défamiliarisation, les interpellant et apparaissant à leurs yeux en décalage, voire en rupture manifeste avec leurs habitudes de pensée. Les contradictions ci-dessus évoquées ne se limitent donc pas à une comparaison inter-acteurs, mais peuvent aussi se produire au niveau d'un seul et même acteur.

Afin de composer avec ces contradictions et de répondre (dans la mesure du possible) aux attentes des acteurs, nous avons identifié les éléments concrets de blocage, dans un sens comme dans l'autre, et les avons rectifiés dans la version finale des scénarios. Ainsi, par exemple, nous avons fait une allusion explicite à la gestion du patrimoine naturel dans la description finale du scénario « d'affrontement ». De la même façon, certains enchaînements ont été développés dans les scénarios finaux, mettant en évidence l'évolution de certains enjeux comme la fermeture du milieu, l'identité territoriale ou encore la dépendance vis-à-vis des bailleurs de fonds.

Deuxièmement, le caractère plus ou moins dynamique des scénarios a lui aussi fait débat. Plusieurs acteurs ont suggéré une description encore plus évolutive, tandis que d'autres se sont plutôt montrés sceptiques par rapport à la pertinence de détails dynamiques supplémentaires :

> *« Ce serait intéressant de décrire les étapes dans les scénarios. Il faut expliquer comment on passe d'un état à l'autre »* (Habitant).

> *« Il faut mieux expliquer l'évolution dans chaque scénario et réaliser un état des lieux du massif au début et à la fin de chaque scénario. Par exemple, dans le premier scénario, on ne dit pas comment évolue la végétation du massif. Il va sans doute être quadrillé, mais les mailles à l'intérieur vont se refermer, se densifier… »* (Ingénieur forestier).

> *« Ce serait sûrement intéressant de décrire les étapes d'évolution, mais de mon point de vue ce serait trop audacieux et trop théorique »* (Association de protection de la nature).

> *« Les scénarios sont assez longs comme ça. Je n'introduirais pas davantage d'éléments intermédiaires. On sait de quoi on parle »* (Habitant).

Nous avons intégré cette deuxième critique dans l'élaboration des scénarios finaux, en insistant notamment sur la façon dont chaque logique se déploie dans le temps, ainsi que sur les impacts envisageables à moyen et long terme. Nous avons décidé toutefois de garder la structure binaire initiale (avec une « interprétation de la situation présente » et une description évolutive mais unique de « l'avenir du feu », voir section 6.2). Ce choix se justifie aussi bien par un besoin de synthèse (une description trop longue pouvant décourager certains acteurs dans la phase d'évaluation), que par l'incertitude inhérente à certains liens causaux.

Enfin, troisièmement, certains acteurs ont aussi souligné le caractère trop théorique des scénarios préliminaires :

> *« Il faut éclairer le côté pratique de ces scénarios. Vous ne pensez pas assez à l'action, à l'opérationnalité »* (Propriétaire forestier).

« Il faut éviter le trop abstrait, le trop théorique. Les gens sont las de participer à ce genre d'entretiens et de voir que rien n'est fait réellement sur le terrain » (Chargé de patrimoine).

Au moment de présenter les scénarios finaux, nous avons donc fait particulièrement attention à expliquer le but de la démarche et à préciser explicitement que l'exercice prospectif proposé ne vise pas forcément l'application immédiate de mesures concrètes sur le terrain (même si certaines peuvent en découler indirectement).

6.1.2 Modifications proposées au sein de chaque scénario

Pour ce qui est du contenu concret des scénarios, les acteurs ont été invités à identifier les incohérences à leurs yeux présentes dans la version préliminaire des avenirs du feu **(sous-section 6.1.2.1)**. Les acteurs ont par ailleurs proposé l'introduction de nouveaux éléments permettant d'étoffer les quatre scénarios initiaux **(sous-section 6.1.2.2)**. La prise en compte de ces suggestions a permis d'accroître l'acceptabilité par les acteurs des récits contenus dans les scénarios et donc, quelque part aussi, leur plausibilité (Mermet 2005 : 196). Ces suggestions nous ont aussi permis d'affiner les scénarios d'origine et de les doter d'une identité autonome par rapport à toute structuration mentale ou théorique **(sous-section 6.1.2.3)**.

6.1.2.1 Identification des incohérences dans le contenu des scénarios préliminaires

1) Scénario d'affrontement

Les acteurs ont souligné trois points principaux : (i) l'incompatibilité entre le développement de grandes activités touristiques dans les Maures et les interdictions d'accès au massif en période de risque ; (ii) le fait que la protection des zones naturelles soit présentée majoritairement comme incompatible avec la logique de ce scénario ; et (iii) l'improbable augmentation des budgets DFCI évoquée dans la description du scénario :

« Dans le scénario d'affrontement, on dit que les activités récréatives se développent, mais cela n'est pas compatible avec les interdictions d'accès au massif qui existent pendant une grande partie de la période estivale » (Ingénieur forestier).

« Dans le premier scénario, je vois mal comment les crédits DFCI pourraient être augmentés. La tendance est plutôt à la baisse ! » (DDTM).

Toutes ces critiques ont été considérées dans la version finale des scénarios. Nous avons fait particulièrement attention à la remarque concernant la protection de l'habitat naturel et rendu plus explicite la façon dont cet enjeu est pris en compte dans le scénario d'affrontement. Ainsi, la description finale de ce futurible fait allusion à la politique de conservation de la nature menée dans certaines zones du massif que nous avons appelées les « sanctuaires écologiques ». Cette expression, utilisée par certains des acteurs rencontrés, met en évidence l'importance de cet enjeu tout de même limité à des zones particulières du massif à forte valeur écologique. L'enjeu DFCI lui reste prioritaire même à l'intérieur de ces sanctuaires (ce qui se traduit dans les faits par des travaux de débroussaillement pouvant avoir un impact négatif immédiat sur la faune et la flore).

2) Scénario de (re)colonisation

En ce qui concerne le scénario de (re)colonisation, les acteurs ont pointé du doigt trois éléments principaux : (i) l'incompatibilité entre le développement d'activités économiques en forêt et les mesures de protection actuelles ; (ii) le poids attribué aux différentes filières (les scénarios préliminaires attribuant, selon les acteurs, un poids excessif au secteur du liège et insuffisant à la filière bois-énergie et au tourisme vert ; et (iii) l'incompatibilité entre l'accroissement de l'habitat auto-protégé en forêt et les limitations fixées par les PPRif[5] :

> *« Par rapport au scénario de (re)colonisation, les mesures de protection existantes risquent de freiner le phénomène. Il faudrait que certaines contraintes soient assouplies »* (DDTM).

> *« Dans ce scénario, il faut donner plus de place à la filière bois-énergie. Les plaquettes, c'est le seul débouché réel de la forêt des Maures !* (Agent ONF)

> *« Globalement, je pense que l'exploitation de la forêt n'est pas rentable. Le seul truc qui pourrait nous sauver c'est le granulé. Il faudrait en parler davantage… »* (DDTM).

> *« Le liège fait partie de l'identité des Maures, mais ce n'est pas viable économiquement. Il y a une possibilité à la marge, mais ça reste annexe. Le scénario ne peut pas reposer sur ça. Par contre, le tourisme vert pourrait avoir une place encore plus importante »* (DDTM).

> *« Dans le scénario de (re)colonisation, on parle d'habitat protégé. Mais pour cela, il faut qu'il y ait un assouplissement des PPRif. Ils doivent être modifiés. Une possibilité serait de déclasser les zones rouges si la protection de l'habitat est démontrée »* (Ingénieur forestier).

Toutes ces critiques ont été retenues dans l'élaboration des scénarios finaux : ceux-ci soulignent l'assouplissement nécessaire de la législation existante pour que des activités économiques puissent être développées dans le massif. Par ailleurs, la filière bois-énergie apparaît comme le secteur porteur et central dans le renouveau de l'exploitation agro-sylvicole des Maures.

3. Scénario de domestication

Aux yeux des acteurs consultés, le scénario préliminaire de domestication attribuait un rôle excessivement important au brûlage dirigé. Celui-ci apparaissait en effet comme l'élément porteur de la gestion du risque et occupait une place centrale dans la description de ce futur possible. Les acteurs ont cependant jugé peu vraisemblable un tel scénario dans les Maures, et ont très majoritairement souligné le fait que le brûlage dirigé ne pouvait constituer qu'une technique complémentaire de la gestion du risque d'incendie en forêt méditerranéenne :

> *« Développer le brûlage dirigé, pourquoi pas ? C'est plutôt bien, mais on ne peut pas baser tout un scénario là-dessus »* (DDTM).

> *« Le brûlage dirigé est un instrument de débroussaillement comme le bétail ou les produits chimiques. C'est un outil, pas une logique en elle-même »* (Agent ONF)

[5] Plans de Prévention du Risque « Incendies de forêt ».

« Ce scénario semble très très loin de la réalité actuelle. Il demanderait un travail de longue haleine et un changement profond des idées existantes. Je pense qu'il faut une ou deux générations pour que ça puisse changer comme ça » (DDTM).

« Le brûlage dirigé, pour l'instant, je n'ai pas vu de travaux à grande échelle. Il y a trop de risques. Et puis, il y a une très grande peur avec le feu… De mon point de vue, on ne pourrait pas l'appliquer dans l'ensemble du massif. A vrai dire, je n'ai pas d'espoir par rapport à ce scénario tel qu'il est là » (Technicien forestier ASL)

Le scénario définitif de domestication a donc été largement modifié par rapport à sa version préliminaire. Le brûlage dirigé y est présent, mais constitue une illustration parmi d'autres d'une nouvelle gestion des risques. Une gestion véhiculant un nouveau rapport au feu et ayant basculé du paradigme sécuritaire à la gestion technocratique forestière. Dans ce scénario, ingénieurs, techniciens forestiers, conseillers, agents de l'ONF, sapeurs-forestiers et chargés de PIDAF jouent un rôle central, que ce soit dans la prévention du risque (avec la conception de nombreuses coupures de combustible, principalement passives) ou dans la gestion des crises (avec un nouveau corps de sapeurs-forestiers orienté par les conseils et recherches menées dans le domaine forestier).

4. Scénario d'adaptation

Enfin, par rapport au dernier scénario, les acteurs ont critiqué : (i) son caractère excessivement « passif » et conservationniste, à leurs yeux incompatible avec l'histoire et l'identité du territoire des Maures ; (ii) la possibilité d'implanter et pérenniser des activités agricoles et pastorales sans l'existence d'importantes aides publiques ; et (iii) la possibilité de transposer même partiellement, la politique du « *let it burn* » (laisser bruler) en forêt méditerranéenne :

« En ce qui concerne le pastoralisme, deux idées sont importantes. D'abord, il faut dire plus clairement que les éleveurs dépendent des aides. S'ils ne sont pas subventionnés, ils ne s'en sortent pas » (Ingénieur forestier).

« Pour moi, ce n'est pas envisageable de voir le SDIS déléguer le pouvoir qu'il a aujourd'hui dans le Var. Et puis, la logique trop conservationniste ne mène nulle part… Si on n'intervient pas, on n'aura qu'un tas d'allumettes ! » (Technicien forestier ASL)

« Pour moi, ce scénario est improbable ; ici on ne peut pas laisser brûler comme aux Etats-Unis ou en Australie » (Propriétaire forestier)

« On ne peut pas laisser un massif tout seul comme ça, sans rien faire. C'est inimaginable. Le mettre sous une cloche n'est pas une alternative viable. La forêt des Maures a évolué avec la société humaine, c'est sa réalité » (DDTM).

Dans sa version finale, ce scénario s'écarte clairement d'une politique uniquement conservationniste, et met en avant une pluralité d'interventions concrètes sur le territoire (développement d'activités économiques, logement des actifs, etc). Un distancement explicite est également établi avec l'idée du « *let it burn* » appliquée dans les grands Parcs Nationaux américains. Par ailleurs, est rendu explicite le rôle central joué par les bailleurs de fonds dans le réaménagement du massif (notamment par rapport au renouveau des filières sylvicole et pastorale).

6.1.2.2 Introduction de nouveaux éléments

Dans la phase de consultation, nous avons aussi invité les acteurs à nous proposer des éléments à leurs yeux indispensables par rapport à la problématique étudiée et ignorés cependant dans les scénarios préliminaires. L'existence de ces nouveaux éléments démontre qu'une analyse institutionnelle ne peut se suffire à elle-même pour la construction de scénarios plausibles aux yeux des acteurs : un minimum d'itérativité semble indispensable pour que la démarche prospective soit acceptée et puisse produire des effets sur le terrain. Dans notre travail de recherche, la confrontation des acteurs avec les quatre scénarios préliminaires leur a visiblement permis de mieux comprendre les possibilités qu'offre l'approche des scénarios, de réagir par rapport à des éléments proposés au préalable par d'autres acteurs et finalement, de proposer des éléments plus concrets ratifiant ou infirmant chacune des *narratives* initiales. Globalement, on peut dire que celles-ci ont structuré les discussions et suscité l'apparition d'idées latentes qui, pour une raison ou pour une autre, n'avaient pas été évoquées lors de la première série d'entretiens :

> *« On peut introduire de nouvelles idées dans le scénario de (re)colonisation ou dans celui d'adaptation : par exemple, on peut imaginer un développement de l'agroforesterie. Il y a 200 ans, on exploitait déjà les synergies entre le chêne-liège et la vigne… Pourquoi on ne le fait plus aujourd'hui ? Parce que dans le court terme, un sillon de vigne rapport davantage ! Dans le Languedoc, par exemple, l'agroforesterie a été relancée grâce au soutien politique et à la volonté des acteurs. Sans ça, il n'y a rien à faire. »* (Ingénieur forestier).

> *« Une idée qui est absente dans ces scénarios c'est la désertification du massif liée aux interdictions d'accès, aux PPRif, etc. En fait, il y a un phénomène de décolonisation de la forêt dont il serait intéressant de parler dans les scénarios »* (Chargé du patrimoine).

> *« Dans le scénario de (re)colonisation, on pourrait envisager la création d'une deuxième plateforme bois-énergie au nord du massif »* (ASL)

> *« Un phénomène qui est en pleine expansion est celui des fermes photovoltaïques en forêt. Dans le Var, il y a aujourd'hui une cinquantaine de projets de ces installations… C'est de la folie en ce moment. Il faut certainement en parler »* (Ingénieur forestier)

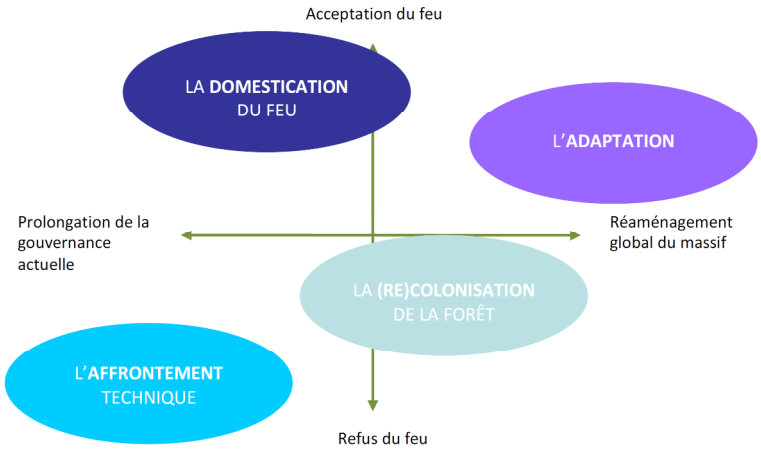
> *« Le tourisme vert, tellement en vogue, n'est pas assez développé, il pourrait facilement rendre beaucoup plus attractifs les scénarios où l'urbanisation est stoppée »* (Chargé du patrimoine).

6.1.2.3 Affinement des scénarios : dissociation progressive avec les quadrants initiaux

Un des principaux résultats de la phase de consultation a été l'affinement des scénarios préliminaires. Les commentaires et suggestions recueillis dans cette phase nous ont permis en effet de réviser le contenu des scénarios en y intégrant des critiques très variées, énoncées librement par des acteurs qui n'ont dû suivre ni un questionnaire ni un protocole particuliers. Ils ne devaient pas non plus respecter forcément la discrimination synthétique proposée à travers la méthode des deux axes. De ce fait, les propositions des acteurs se sont avérées particulièrement riches et diverses, dotant les nouveaux scénarios d'une identité tout à fait particulière. Logiquement, notre matrice initiale est devenue obsolète (malgré son acceptation globale). Surtout, le caractère binaire de ses

axes est apparu clairement inadapté pour recueillir et englober la diversité des modifications proposées par les acteurs. Suite à la phase de consultation, les deux axes ont donc été reconsidérés comme des spectres continus, des repères graduels et non pas dichotomiques, de telle sorte que les scénarios finaux n'impliquent pas simplement l'acceptation ou le refus du feu, la transformation (ou pas) de fonctions environnementales dominantes, mais plutôt des degrés différents dans chacun des deux axes. Dans leur version finale, les scénarios ne sont donc plus équidistants, mais se se situent le long des axes en fonction de leur identité particulière (figure 6.3)[6]. Précisons que cette appréhension spatiale de la « méthode des deux axes » a été déjà utilisée par ailleurs (Peterson et al. 2003b ; McDowall & Eames 2006 ; etc.). La particularité méthodologique de notre étude est que la dissociation opérée entre les quadrants initiaux et les scénarios finaux n'est pas immédiate, mais découle de la consultation des acteurs locaux.

Figure 6.3 : Discrimination spatiale des « scénarios de vie avec le feu » suite à la phase de consultation



Source : Auteur

6.1.3 Explicitation des « passerelles » entre les scénarios

Un point qui a été longuement abordé dans la phase de consultation est celui de l'exclusivité (ou pas) des éléments qui composent les quatre scénarios proposés. Certains acteurs ont en effet souligné l'existence d'éléments communs entre les différents scénarios, ce qui a pu parfois les désorienter :

> *« De mon point de vue, certains éléments ne sont pas forcément incompatibles. Les scénarios se touchent ; ils sont séquents »* (Propriétaire forestier).

Selon la théorie, rien n'empêche que certains évènements soient simultanément présents dans plusieurs scénarios. Au contraire, cela va de soi dans certaines méthodes. C'est le cas notamment de la « méthode des deux axes », qui implique la présence concomitante d'une même caractéristique

[6] Il s'agit là d'une représentation qualitative basée sur l'interprétation des retours obtenus lors de la phase de consultation et visant l'illustration des narratives proposées dans la version finale des scénarios. La disposition des scénarios y est donc approximative et ne découle d'aucun calcul numérique.

dans deux scénarios différents. Dans notre cas d'étude par exemple, le refus du feu est simultanément présent dans les scénarios « d'affrontement » et dans celui de « recolonisation » (partie inférieure du graphique). Symétriquement, l'acceptation du feu est, elle, présente dans les deux autres scénarios (partie supérieure du graphique). Logiquement, le même type de raisonnement peut être appliqué par rapport au deuxième axe retenu. Il semble donc logique que des ressemblances existent entre les scénarios ainsi envisagés (Ogilvy & Schwartz 1998 : 7). Ces derniers doivent tout de même rester clairement différenciables les uns par rapport aux autres, être basés sur une composition spécifique des forces motrices clés et véhiculer une vision particulière du monde (Mack 2001 : 74). En-deçà de ces limites, l'existence d'éléments communs dans plusieurs scénarios ne représente donc aucun problème théorique. Au niveau pratique cependant, ces ressemblances ou « passerelles » (comme nous les avons nommées dans notre travail de recherche) doivent être rendues explicites afin de clarifier l'identité de chaque scénario, notamment par rapport aux autres futuribles.

Dans notre recherche, la phase de consultation nous a donc permis d'identifier des liens aussi bien « thématiques » que « chronologiques » entre les quatre scénarios proposés.

Dans le premier cas de figure (rapport thématique), le lien a trait à un même choix politique ou à une même technique de gestion du risque[7] **(sous-section 6.1.3.1)**.

Dans le deuxième cas de figure (rapport chronologique), des évènements, des actions, voire même des logiques propres à plusieurs scénarios, sont perçues comme pouvant se succéder dans le temps **(sous-section 6.1.3.2)**.

6.1.3.1 Les « Passerelles » thématiques

Les acteurs contactés lors de la phase de consultation ont fait allusion aux éléments de synchronie existant entre les binômes de scénarios suivants :

(i) Affrontement-Domestication ;

(ii) Domestication-(re)Colonisation ;

(iii) (re)Colonisation-Adaptation.

Dans les paragraphes suivants, nous présentons ces concomitances tout en précisant la façon particulière dont ces éléments s'imbriquent dans chacun des scénarios.

1. <u>Passerelles thématiques entre les scénarios « d'Affrontement » et de « Domestication »</u>

Ces deux scénarios proposent une réponse principalement technique au « problème » du feu et impliquent la perpétuation de la hiérarchisation actuelle des fonctions environnementales du massif. Des liens existent donc entre les deux futuribles :

[7] C'est le cas par exemple du soutien aux activités agro-pastorales (présent dans les scénarios de « recolonisation » et « d'adaptation ») ou du maintien d'un vaste réseau de coupures de combustibles (se produisant dans tous les scénarios sauf dans celui « d'adaptation »).

« Pour moi, la domestication du feu n'est pas assez global et pourrait parfaitement être un élément du scénario d'affrontement » (Chargé de patrimoine).

Les activités traditionnelles sont dans les deux cas très majoritairement (voire complètement) abandonnées. Et dans un scénario comme dans l'autre, les Maures se tournent définitivement vers le tourisme balnéaire et l'immobilier. Dans les deux cas, aussi, la gestion du risque est explicitement assumée par des experts, qui appliquent des connaissances scientifiques parfois éloignées des savoirs locaux (en pleine mutation, la population et les travailleurs de la forêt finissent par assumer un comportement de simples « consommateurs » de sécurité). Tout cela étant dit, les scénarios « d'affrontement » et de « domestication » proposent cependant des gestions du risque clairement différenciées (voir tableau 6.1 ci-dessous).

Tableau 6.1 : Précisions par rapport aux « passerelles » thématiques existant entre les scénarios d' « affrontement technique » et de « domestication du feu »

L'AFFRONTEMENT TECHNIQUE	Dans ce scénario, la gestion du feu est quasi-entièrement assumée par le SDIS. Celui-ci suit une logique principalement sécuritaire (ce qui s'explique, entre autres, par l'importance en nombre et en valeur des enjeux exposés). Le feu est perçu comme une catastrophe aussi bien naturelle qu'économique qu'il s'agit d'éviter à tout prix. L'affrontement s'opère dans un climat de guerre dans lequel les parades déployées se multiplient et deviennent de plus en plus sophistiquées, aussi bien dans le domaine de la lutte que de la surveillance (celle-ci devient une stratégie de guet armé). Parallèlement, la structure du SDIS se militarise progressivement afin d'assurer la coordination effective de cette véritable armée contre le feu. L'enjeu DFCI devient central dans l'aménagement de la forêt : sur le terrain, tous les équipements sont réalisés selon les instructions des sapeurs-pompiers (pistes DFCI, coupures actives, etc.) et dotés d'innovations technologiques (colonnes télescopiques d'aspersion, propulseurs pilotés par des détecteurs en liaison radio, etc.).
LA DOMESTICATION DU FEU	Dans le scénario de « domestication », la gestion du risque est également réservée aux experts, mais elle n'est plus uniquement assumée par le SDIS. Celui-ci reste compétent dans l'interface forêt-habitat (milieu semi-urbanisé), mais cède sa place en milieu forestier à une technocratie forestière composée d'ingénieurs, chargés de PIDAF, techniciens de différentes structures, etc.). Ces experts prennent donc le relais des travailleurs de la forêt, dont le poids devient anecdotique, et appliquent une logique forestière et moins sécuritaire. Cela se traduit sur le terrain (entre autres) par la conception de coupures de combustible passives, par la création d'un nouveau corps de sapeurs-forestiers et l'application de techniques de gestion traditionnellement mésestimées par le SDIS (brûlages dirigés, contre-feux, etc.). Peu à peu, les bienfaits du feu sont vulgarisés (sensibilisation) voire même exploités (image positive du territoire, regard évolutif sur les paysages récemment parcourus par le feu).

Source : Auteur.

2. <u>Passerelles thématiques entre les scénarios de « Domestication » et de « (re)Colonisation »</u>

D'autres acteurs ont aussi souligné les liens possibles entre les scénarios de « domestication » et de « (re)Colonisation ». Ces deux scénarios partagent en effet une vision forestière de la problématique, et certains des éléments qui les composent sont compatibles voire même complémentaires :

« Le scénario de domestication est bizarre : si on veut développer le brûlage dirigé, il faut que le combustible ne soit pas trop important. Je ne le vois que combiné avec le scénario de (re)colonisation. Et puis, domestiquer le feu implique une connaissance du feu et donc des gens qui ont cette culture là… » (Agriculteur en forêt).

« On pourrait imaginer un 5ème scénario à la frontière des scénarios de (re)colonisation et de domestication. Cette combinaison serait la plus soutenable à long terme » (Ingénieur forestier).

Ces scénarios diffèrent cependant dans le regard porté sur le feu, ainsi que dans le l'aménagement du territoire qu'ils impliquent (hiérarchisation des fonctions environnementales). Par ailleurs, même si tous les deux impliquent une logique forestière, ils se différencient nettement par rapport aux acteurs principaux dans la gestion du feu, le rôle attribué à celui-ci et le type d'aménagement forestier (voir tableau 6.2).

Tableau 6.2 : Précisions par rapport aux « passerelles » thématiques existant entre les scénarios de « domestication du feu » et « (re)colonisation de la forêt »

LA DOMESTICATION DU FEU	Dans ce scénario, la gestion du feu est réservée aux « experts » forestiers. Ceux-ci reprennent des techniques autrefois utilisées par les gens du cru (comme par exemple le petit feu) et les appliquent sous une forme beaucoup plus technicisée (brûlages dirigés encadrés par une cellule départementale et dotés de moyens conséquents : moyens d'intervention en cas de feu échappé, prévisions selon des logiciels de propagation, etc.). Cette gestion du feu s'appuie sur un important maillage de la forêt sous la forme d'importantes coupures de combustible. Celles-ci sont entretenues soit par des installations agricoles et/ou pastorales fortement rémunérées dans le cadre de la DFCI, soit par des débroussaillements mécaniques conséquents. A l'intérieur de ces mailles cependant, la forêt se vide progressivement et le milieu se referme.
LA (RE)COLONISATION DE LA FORÊT	Dans le scénario de (re)colonisation, les travailleurs de la forêt (agriculteurs, éleveurs, exploitants sylvicoles, propriétaires forestiers, etc.) assument un rôle prépondérant dans la gestion du feu, aussi bien dans la prévention, en assurant une présence humaine et une importante connaissance du milieu, que dans la lutte (notamment grâce à des formations et des entrainements réguliers, ainsi qu'à la disponibilité de moyens d'intervention légère financés par les bailleurs de fonds). Ici, la gestion de la forêt n'est plus dictée par le seul enjeu DFCI : l'aménagement du milieu forestier va au-delà du maillage du massif à travers des coupures artificielles. D'importantes aides publiques sont destinées à la sauvegarde des activités traditionnelles et au développement d'autres activités plus modernes permettant de poursuivre une logique de (re)conquête du territoire.

Source : Auteur.

3. Passerelles thématiques entre les scénarios de « (re)Colonisation » et « d'Adaptation »

Certains acteurs ont par ailleurs mis en parallèle les scénarios de « (re)colonisation » et « d'adaptation ». Tous les deux prônent en effet un redéveloppement des activités économiques en forêt et impliquent une ouverture de la gestion du risque aux non-experts :

« Le problème du scénario d'adaptation c'est que si rien n'est fait en milieu forestier, alors tout va cramer autour de ces hameaux. Pour qu'il soit vraiment réaliste, ce scénario doit être combiné avec des éléments du scénario de (re)colonisation » (Propriétaire forestier).

Les deux scénarios se différencient cependant selon plusieurs critères. Ici, nous nous centrerons sur la façon dont les activités économiques en forêt s'imbriquent dans chacun de deux scénarios (tableau 6.3).

Tableau 6.3 : Précisions par rapport aux « passerelles » thématiques existant entre les scénarios de « (re)colonisation de la forêt » et d' « adaptation »

LA (RE)COLONISATION DE LA FORÊT	Le scénario de « (re)colonisation » est basé sur une logique marchande : l'idée principale est de recréer des liens économiques matériels (principalement à travers des activités rémunératrices non-spéculatives) entre la forêt et la société humaine. Ainsi, sont redéveloppées dans ce scénario des activités traditionnelles de la forêt (liège, châtaigne, extraction de bois, etc.), mais aussi de nouvelles activités comme les fermes photovoltaïques ou la production de plaquettes de bois, permettant de dégager un rendement certain dans le court terme (l'entrée de grands groupes nationaux dans ces marchés pouvant impliquer le passage à d'autres activités rémunératrices). On est donc dans une recherche de rentabilisation par cycles courts. Cette recherche de rentabilité de la forêt passe aussi par une politique clairement interventionniste en matière de logement (développement de l'habitat auto-protégé en forêt), dans le transport (réfection -voire développement- des infrastructures routières du massif) ou encore, dans la gestion forestière (introduction d'espèces exogènes).
L'ADAPTATION	Comme dans le scénario précédent, un soutien politique et financier conséquent permet le redéveloppement des activités économiques traditionnelles en milieu forestier. Les installations ainsi créées sont largement inspirées des modèles d'antan (ex : systèmes de production triangulaires) et s'inscrivent dans des filières courtes et locales, notamment à travers le système des AMAP. Dans ce scénario, cependant, la logique n'est ni celle de la rentabilisation du massif forestier, ni celle de la maîtrise d'une forêt « sale » et embroussaillée car « abandonnée » par l'être humain. Ici, la logique est plutôt celle du retour à des principes jugés disparus suite aux transformations du territoire (écoute du milieu naturel, simplicité, solidarité, etc.). Aussi, dans un souci d'adaptabilité future, le pari est fait de diversifier les activités locales (limitation de la mono-activité touristique, modération des nouvelles vignes créées en lisière de forêt, etc.) et de limiter toute intervention impliquant un impact irréversible sur le milieu. Ceci se traduit par : un contrôle strict de l'habitat en forêt (compatible cependant avec la création de fermes communales louées aux travailleurs de la forêt) ; le maintien des axes routiers existants ; le non recours à des espèces forestières exogènes ; etc.

Source : Auteur.

6.1.3.2 « Passerelles » chronologiques

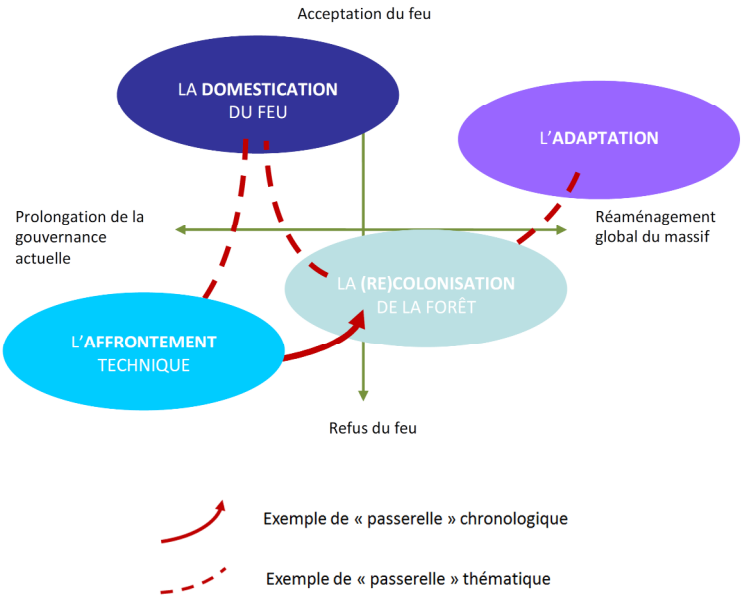
Enfin, certains acteurs ont aussi fait allusion à de possibles liens chronologiques entre les scénarios « d'affrontement » et de « (re)colonisation ». De ce point de vue, les coupures de combustible constituent un constat d'échec par rapport à l'aménagement forestier actuel et en même temps, un premier pas -inéluctable- vers le réinvestissement de la forêt. Ainsi, une vision sécuritaire de la

gestion du risque serait nécessaire (au moins temporairement) pour ensuite passer, progressivement, vers une logique de réoccupation de l'espace et de ré-intensification des liens matériels avec la forêt :

> *« Aujourd'hui, la DFCI est un constat d'échec. On fait ça parce qu'il n'y a plus rien. Plus de culture du feu, plus de travailleurs dans la forêt… Mais c'est un premier pas vers la dynamisation de l'exploitation de la forêt. Par exemple, vu l'état actuel de la forêt, sans les pistes DFCI on ne pourrait pas aller chercher du bois. Aujourd'hui on est face à un vide. Il faut du temps pour refaire ce qui a été perdu »* (Chargé de PIDAF).

Ce point de vue, cependant, est loin d'être majoritaire. En effet, d'autres acteurs perçoivent le premier scénario comme étant à l'origine d'un processus de non-retour dans lequel il n'existerait pas de synergies possibles (même pas chronologiquement parlant) avec ceux impliquant un réaménagement du territoire. Malgré cette divergence de points de vue, nous avons décidé dans un souci de transparence de de rendre explicite cette passerelle, ainsi que les autres, dans la description et la présentation de nos scénarios finaux (voir figure 6.4)

Figure 6.4 : Les « passerelles » entre les « avenirs du feu »



Source : Auteur.

6.1.4 Construction d'un « tableau de bord »

Enfin, suite à la phase de consultation et en prévision de l'évaluation des scénarios, nous avons décidé de construire un tableau de bord dans lequel les quatre scénarios étaient succinctement caractérisés à travers plusieurs indicateurs qualitatifs (voir tableau 6.4 sur la page suivante). Ce genre de représentation est assez habituel dans les projets implémentant l'approche des scénarios. Dans notre cas d'étude, ce tableau a fourni aux acteurs un repère facilement mobilisable lors de l'exploration et l'évaluation des quatre scénarios (il a donc été distribué, avec le reste de documents, lors de l'étape d'évaluation ; voir chapitre 9).

Tableau 6.4 : Tableau de bord présentant les caractéristiques des « avenirs du feu » dans les Maures

Indicateur	Référence	Unité	Source	AFFRONTEMENT	(RE)COLONISATION	DOMESTICATION	ADAPTATION
Population en 2008 :	204 652	n° d'habitants	INSEE	...	...	...	...
Population estimée pour 2030 :	256 000	*idem.*	CG	≈	≈/-	≈	-
Nombre de logements :	143 789	logements	INSEE	↑↑	↑	↑↑	=/↑
Part de résidences secondaires :	35,48 %	en % (année : 2007)	INSEE	↑	=/↓	↑	=/↓
- communes de la plaine	9,71 %	*idem.*	*idem*	=	=	=	=
- communes au cœur du massif	38,28 %	*idem.*	*idem*	↑	=/↓	=/↑	↓
- communes du littoral	43,07 %	*idem.*	*idem*	↑	=	=/↑	=/↓
Capacité d'accueil touristique (golfe de Saint-Tropez) **:**	197 646 lits	n° total de lits	SIVU	↑	=/↑ (tourisme vert)	↑	=
Habitat résidentiel en forêt :	5 673 ha	en hectares (2000)	OFME	↑ (lotissements)	↑ (habitat individuel auto-protégé)	↑ (priorité donnée aux lotissements)	=/↓ (juste quelques nouveaux logements liés à une activité)
Emploi (données indisponibles pour 5 communes) **:**	...	n° personnes (année : 2007)	INSEE	...	...	...	...
- Agriculture	2 911 pers.	*idem.*	*idem*	↓	↑↑ (vignes)	↓	↑ (filière bio)
- Construction	7 427 pers.	*idem.*	*idem*	↑	=/↑	↑	↓
- Commerces, transports, services divers	35 162 pers.	*idem.*	*idem*	=/↑	↑	=/↑	=
Surface Agricole Utile (SAU) :	20 950 ha	en hectares (2000)	AGRESTE	↓	↑ (surtout des vignes)	=/↓	↑ (pluri-activité subventionnée)
Activité sylvo-pastorale (% zones forestières) :	9 %	en %	CERPAM	= (niveau actuel)	=/↑ (accroissement limité par le manque de rentabilité)	= (niveau actuel)	↑ (pâturage fortement subventionné au-delà des coupures)
Surface forestière :	76 610 ha		AGRESTE	=/↑	=/↓	=/↑	=/↓
Nombre d'exploitants forestiers :	15	exploitants	OFME	↓	↑ (surtout filière-bois)	=	=/↑
Forêt privée couverte par un PSG (% zones forestières) :	11 %	en %	OFME	↓	↑↑	↓	↑
Rôle du SDIS dans la gestion du risque :				Rôle principal (voire exclusif). Forte professionalisation.	Rôle toujours important. ↑ Concertation avec les prop. forestiers et autres organismes.	Le SDIS s'adapte à une vision plus « forestière » de la gestion du risque.	Rôle important dans les zones d'interface (IF-H) et dans la gestion de moyens aériens.
Participation des techniciens forestiers :				Rôle important. Suivent les instructions du SDIS.	Concertation entre responsables de PIDAF et SPFSV, CRPF, ASL...	↑ poids des chargés de PIDAF, cellules spécialisées ONF, brigades forestières...	Réalisation et entretien des ouvrages DFCI. Enjeu écologique priorisé.
Poids de la forêt privée :				Disparition progressive des organismes de représentation.	Poids de plus en plus important. A terme, la forêt privée devient l'acteur principal.	La gestion du risque s'ouvre à la forêt, mais elle reste dans les mains des experts.	Poids croissant des propriétaires forestiers. Limite : mesures de protection.
Rôle des habitants :				Comportement passif. Déléguent la gestion du risque aux experts.	Deviennent à terme un acteur DFCI à part entière.	Participation négligeable. Déléguent la gestion aux experts.	Deviennent à terme un acteur DFCI à part entière.
Importance des coupures de combustible :				Vaste réseau de coupures (actives) et de pistes DFCI (surtout de 1^{e} catégorie).	Réseau de coupures artificielles peu à peu remplacé par des activités économiques.	Pierre angulaire de la DFCI. ↑ coupures passives. Valorisation économique.	Focalisation sur quelques axes stratégiques.
Emploi du feu :				Brûlages dirigés très peu développés. Contrefeux interdits.	Brûlages dirigés peu développés (que sur de grandes coupures).	Brûlages dirigés très développés. Institutionalisation des contrefeux (experts).	Développement partiel des brûlages dirigés. Institutionalisation des contrefeux (experts).

Source : auteur

6.2 Les avenirs du feu dans les Maures

6.2.0 Eléments de caractérisation

Dans leur version finale, les quatre scénarios sont caractérisés par le biais de cinq éléments communs, permettant ainsi une compréhension rapide de l'ensemble des futurs possibles et une mise en parallèle très facile. Les éléments de caractérisation retenus sont :

6.2.0.1 « L'essentiel »

Il s'agit d'une présentation succincte (pas plus que quelques lignes) dans laquelle on retrouve les idées principales de chaque scénario. C'est une description très rapide utilisant les mots-clés de chaque avenir du feu. Ce bref aperçu est par ailleurs complété par quelques images (quatre par scénario), dont le but est précisément d'illustrer de façon très concise (mais provocatrice) l'esprit des différents scénarios. La plupart des images proposées correspondent à des photos ou graphiques montrant des éléments déjà existants dans le Massif des Maures. Dans certains cas, nous avons eu recours cependant à des images importées d'autres contextes géographiques, mais s'accordant particulièrement bien à la logique du scénario en question.

L'importance des images dans la construction de scénarios participatifs a été soulignée entre autres par Kasemir et al. (2003 : 104) ou Kok et al. (2006 : 292). Les uns comme les autres ont montré comment l'engagement des acteurs locaux dans des ateliers de collage permet de mieux entrevoir les croyances, les enjeux de fond et les conflits existants autour d'une problématique donnée. Faute des ressources humaines et financières nécessaires pour mener à bien ce genre d'ateliers, notre recours aux images avait donc des objectifs plus modestes : faciliter l'identification du fil conducteur propre à chaque scénario, et, susciter la réaction des acteurs.

6.2.0.2 « L'interprétation du présent »

A la base de chaque scénario, nous retrouvons -de façon plus ou moins explicite- une interprétation du « problème » du feu existante aujourd'hui dans le panorama socio-institutionnel des Maures. Ces interprétations reposent à leur tour sur des perspectives historiques singulières. Chaque scénario implique ainsi un enchaînement particulier des temps passé, présent et futur. Ici, nous nous focalisons très concrètement sur la manière dont le présent et le passé sont perçus et racontés selon la logique propre à chaque scénario.

6.2.0.3 « L'avenir du feu dans les Maures »

Ici, les scénarios sont décrits aussi bien dans leur évolution progressive, que dans leur état final (au bout de l'horizon temporel considéré, dans les années 2030). La présentation est éminemment qualitative : les scénarios prennent la forme d'histoires (*storylines*) racontant l'avenir de la problématique. Les quatre scénarios sont illustrés de citations tirées des entretiens réalisés aux acteurs locaux.

6.2.0.4 « Les fonctions environnementales dominantes »

Les scénarios sont par ailleurs caractérisés à travers un graphique en radar (*spider diagrams*) mettant en évidence le poids particulier attribué à chaque fonction environnementale. La pertinence de ce type de représentation dans l'approche des scénarios a été soulignée par divers auteurs. Bohensky et al. (2006 : 1057) par exemple, s'en servent pour présenter dans les divers scénarios envisagés, l'évolution de plusieurs services environnementaux associés au bassin versant sur lequel se focalise l'étude en question. Volkery et al. (2008 : 470), eux, utilisent des graphiques en radar pour caractériser rapidement leurs scénarios à travers cinq forces motrices principales. Dans notre recherche, cette représentation nous permet de compléter l'information présentée à travers la méthode des deux axes. Comme déjà dit auparavant, celle-ci attribue aux forces motrices un caractère binaire entraînant parfois une perte d'informations.

6.2.0.5 « Le scénario confronté aux actions »

Ici, est analysée la compatibilité des scénarios avec plusieurs actions envisageables dans le massif. Ces actions ont été évoquées par les acteurs, de façon plus ou moins récurrente et avec plus ou moins d'emphase, lors des entretiens réalisés sur le terrain. La forme dont nous présentons la compatibilité de ces actions pour chaque scénario est inspirée de l'étude menée par O'Connor et al. 2009.

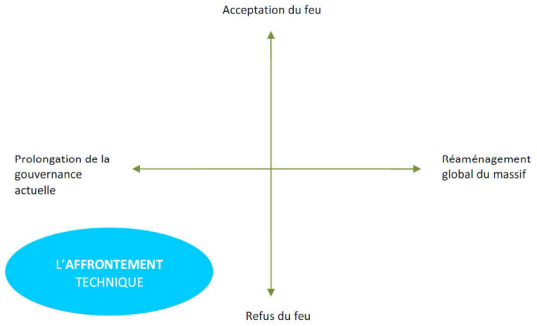
6.2.0.6 Les diagrammes de causalités

Enfin, chaque scénario est accompagné d'une adaptation particulière du diagramme de causalités présenté dans le chapitre 5 (voir figure 5.6).

6.2.1 L'affrontement technique

6.2.1.1 L'essentiel

Dans ce premier scénario, le feu est perçu comme un **fléau** contre lequel la société lutte frontalement à travers des **moyens techniques** de plus en plus abondants et sophistiqués. Ces moyens sont gérés par le SDIS, auprès de qui les autres acteurs délèguent quasi-totalement la gestion du risque. La prévention repose sur un système de surveillance renforcé et un vaste réseau de **coupures de combustible** et **pistes DFCI**. L'aménagement actuel du massif n'est pas remis en cause (accroissement de la population, développement économique basé sur le tourisme et l'immobilier, etc.).



6.2.1.2 L'interprétation du présent

Ce scénario part d'un double constat. Un premier constat est celui de l'état « d'abandon » dans lequel se trouve aujourd'hui la forêt des Maures. Un étant ayant entraîné un aléa de propagation extrêmement élevé et ayant facilité l'avènement de grands incendies de forêt (GIF). Largement déstructurés, plus du tout rentables dans l'économie moderne, les secteurs traditionnels des Maures ne peuvent plus limiter l'accumulation de biomasse et la continuité végétale (tous les deux facteurs de propagation du feu). Face à ce premier constat, une gestion « artificielle » de la forêt s'impose pour maîtriser le risque d'incendie.

Le deuxième constat concerne la transformation que la population des Maures a subie au cours des dernières décennies. En croissance constante et de plus en plus et étalée sur le territoire, cette population est composée de plus en plus de néo-ruraux et de vacanciers estivaux. Cette évolution et la perte de la « culture du feu » qui s'en est suivie justifie le recours au SDIS comme seul expert pouvant assumer la gestion du risque d'incendie. Dans cette guerre d'experts contre le feu, la création d'un vaste système de parades fortement technicisé et constamment renouvelé s'avère indispensable.

Dans la logique de ce scénario, si aujourd'hui encore le feu ravage la colline c'est soit parce que les moyens mis en place ne sont pas assez performants : « *Mais comment est-t-il possible qu'au XXIe siècle les canadairs ne puissent toujours pas intervenir la nuit ?* » (habitant) ; soit parce qu'ils ne sont pas assez importants (faute de crédits suffisants): « *Aujourd'hui on ne travaille que sur des zones qui sont jugées comme le minimum essentiel à élaguer et débroussailler par tous les acteurs. Mais on n'a pas les moyens nécessaires.* (…) *Il n'y a pas assez de crédits* » (chargé de PIDAF) ; soit encore parce

que leur entretien n'est pas convenable (cas notamment des coupures de combustible) : « *Nous avons cédé des hectares de forêt pour faire des pistes et des coupures. Est-ce que ces ouvrages sont bien entretenus ? Non ! Alors, à quoi ça sert ?* » (propriétaire forestier). Ici, la problématique du feu est surtout centrée sur les moyens financiers disponibles, les parades déployées et leur efficacité face à l'aléa d'incendie.

6.2.1.3 L'avenir du feu dans les Maures

En matière de prévention, les **innovations techniques** et la recherche jouent un rôle déterminant. Les coupures de combustible (conçues majoritairement comme des zones d'appui pour l'intervention du SDIS) sont progressivement perfectionnées grâce au recueil de données et l'expérimentation en laboratoire. Cette recherche d'efficience technique concerne aussi bien l'emplacement et la largeur de ces coupures que les travaux d'entretien, dont la fréquence et les techniques appliquées sont peu à peu optimisées. Dans un premier temps, la surface occupée par ces coupures reste à peu près stable. A terme, cependant, le décloisonnement progressif du massif pousse à une augmentation du nombre et de la taille des coupures, ainsi qu'à une modernisation accrue de leurs équipements : installation de systèmes d'aspersion automatisés, double bande de roulement pour les coupures en position de crête, densification des équipements DFCI sur place, etc. En ce qui concerne les travaux de débroussaillement, ceux-ci sont toujours assurés par les intercommunalités (SIVU, SIVOM, etc.). Le matériel dont disposent ces équipes et leurs méthodes de travail sont aussi améliorés dans le temps. Cette tendance à la technicisation s'applique aussi aux équipements DFCI en forêt avec, par exemple, l'augmentation du nombre de points d'eau par hectare ou l'accroissement du kilométrage de pistes DFCI de 1ère catégorie. Enfin, la surveillance du massif est elle aussi renforcée. A court terme, on assiste à une multiplication du nombre de patrouilles véhiculées (sapeurs-pompiers, ONF-DDTM, CCFF, etc.). Pendant la saison estivale, le massif est sillonné quotidiennement par des dizaines de 4x4 et pick-up. Dans un deuxième temps, de nouvelles techniques de surveillance voient le jour. Le système se technicise progressivement (apparition de capteurs thermiques infrarouges, drones de guet détectant immédiatement tout départ de feu, etc.).

En ce qui concerne la lutte contre le feu, les progrès technologiques et l'accroissement des moyens disponibles sont aussi importants : la flotte aérienne est améliorée (en termes de polyvalence et de capacité de réaction). La gestion des situations de crise repose de plus en plus sur des logiciels de propagation, des outils informatiques d'aide à la décision, des images satellitaires, etc. Le département du Var devient un référent international en matière de lutte contre les incendies de forêt.

Cette gestion du feu repose très largement sur le **SDIS**, dont la structure devient de plus en plus hiérarchisée et professionnalisée à l'image d'une vraie armée contre le feu. Dans les faits, les sapeurs-pompiers deviennent pratiquement la seule catégorie d'acteurs disposant des connaissances, des moyens et de la légitimité nécessaires pour faire face au phénomène. Cette centralisation de la gestion du feu s'accentue au fil du temps suite à la déstructuration progressive des organismes de la forêt et au désengagement croissant de la population locale, qui adopte de plus en plus un rôle de simples **consommateurs de sécurité** : « *Les gens qui avaient cette culture du feu sont très âgés ou ont disparus. Aujourd'hui, on ne veut ou ne peut pas prendre le relais* » (technicien forestier) ; « *les gens n'ont plus cette connaissance du feu. Ils ont une villa avec piscine, un barbecue…* » (technicien, services de l'Etat).

Dans ce scénario, les rôles sont donc clairement définis : les techniciens forestiers (services techniques intercommunaux, chargés de PIDAF, etc.) aménagent les coupures et pistes DFCI selon les instructions du SDIS. A terme, avec la disparition quasi-définitive des exploitations sylvicoles et pastorales dans les Maures, **la filière « débroussaillement »** devient la seule activité existante en forêt. Quelques éleveurs et agriculteurs sont tout de même installés sur les coupures les plus aptes, mais leur poids reste marginal et leur survie est conditionnée aux subventions accordées en matière de DFCI. Les habitants, eux, se limitent en règle générale à respecter les arrêtés préfectoraux concernant le débroussaillement autour des habitations (dont le suivi et contrôle sont par ailleurs systématisés par les mairies). Les habitants participent à la gestion du risque, mais le font quasi-exclusivement à travers un comportement passif : accomplissement des obligations légales de débroussaillement, respect des interdictions d'accès au massif et d'emploi du feu, etc. Les bailleurs de fond quant à eux, priorisent le financement de la lutte contre le feu à la gestion forestière, mais permettent aussi la survie de quelques activités en forêt lorsque celles-ci ont un intérêt DFCI (vignes, oliveraies, troupeaux de brebis et ânes sur certaines coupures, zones tampons de la subéraie, etc.). Le financement d'activités forestières sans enjeu DFCI devient quasi-nul. L'effort financier que demande cette guerre contre le feu exige de focaliser les moyens sur le risque d'incendie. Globalement, l'engagement financier de ces institutions est pérennisé dans le temps, mais les montants alloués à la DFCI restent malgré tout cycliques (avec des pics de budgets attribués après les grands incendies). Ceci pose des problèmes à certaines communes qui sont devenues largement dépendantes des financements du CG, de la Région et de l'Etat. Un clivage de plus en plus important s'opère entre les communes du littoral, disposant de moyens conséquents pour mener à bien la guerre contre le feu, et les communes forestières ou celles de la plaine, dont les finances ne permettent pas d'aller au-delà des travaux subventionnés annuellement. Enfin, en raison du manque de relève et de soutien institutionnel, les quelques propriétaires forestiers qui au début du siècle entretenaient (à perte) leurs forêts deviennent très rares. Les jeunes ne prennent pas la relève. A terme, la gestion de la forêt privée disparaît pratiquement.

En ce qui concerne l'évolution économique et sociodémographique du massif, les tendances actuelles se poursuivent dans le temps : **la population augmente** de façon soutenue et **l'urbanisation progresse**, notamment dans les communes du littoral et du nord du massif, avec principalement de nouvelles maisons individuelles et des résidences secondaires. Les lotissements en lisière de forêt remplacent progressivement l'habitat diffus et les hameaux forestiers (jugés trop dangereux et trop contraignants en termes d'efficacité des moyens de lutte). Au sud du massif, le linéaire forêt-habitat avance progressivement : l'urbanisation rogne la forêt par des expansions en parallèle qui permettent d'augmenter les capacités de logement et l'offre de services destinés à une population grandissante et de profil plutôt urbain. Les villages situés à l'intérieur du massif, eux, se développent aussi mais à un rythme beaucoup moins rapide et surtout, à partir de quelques foyers périphériques.

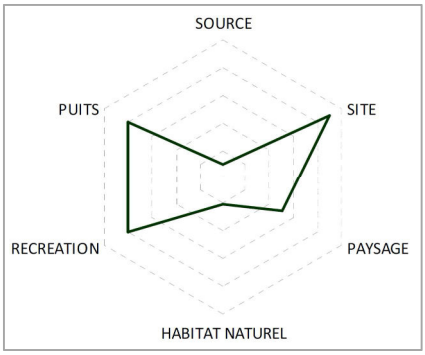
Le cœur du massif devient un « non-enjeu » épinglé entre deux pôles de développement économique : au nord, autour de la Ligne de Grande Vitesse (LGV) (future gare du Muy) ; au sud, le long du littoral où le tourisme reste le secteur porteur. La forêt se referme au point de devenir quasiment impénétrable entre les mailles existantes ; elle se désertifie progressivement et devient un fond de carte postale occasionnellement parcouru par les chasseurs (de moins en moins nombreux) et autres usagers qui profitent des pistes DFCI (randonneurs, cyclistes, etc.). La forêt devient un milieu « hostile » voire « sale » aux yeux d'une population qui ne la fréquente plus, car trop embroussaillée et trop dangereuse en été (présomption de culpabilité en cas de départ de feu).

Un nombre important de citadins trouvent un terrain de jeu idéal dans des zones aménagées à cet effet (parcs accro-branches, terrains de paint-ball, coupures aménagées pour pique-niquer, etc.). Ils sont particulièrement nombreux les week-ends ou en période de vacances. La plupart de ces zones de loisirs restent cantonnées autour de zones déjà urbanisées, notamment à proximité de la côte, et sont dans tous les cas fortement protégées par rapport au risque d'incendie (débroussaillement sévère sur tout le périmètre, équipements importants sur place, présence fréquente de sapeurs-pompiers etc.).

Enfin, quelques « poches » isolées de la forêt font l'objet d'une gestion « conservationniste » de la nature. C'est le cas notamment de la RNN sur la Plaine, la RBI ou les sites acquis par des associations comme le Conservatoire du Littoral ou le CEEP. Dans ces zones, des compromis sont cherchés entre l'enjeu DFCI et la protection de l'environnement (intervention manuelle sur les secteurs riches en tortues d'Hermann, pas de traitements chimiques, emploi de biolubrifiants, etc.). En cas de conflit, cependant, c'est la prévention du risque d'incendie qui est prioritaire.

Face à l'effondrement des secteurs traditionnels (liège, bois, châtaignes, pastoralisme), la société locale se tourne définitivement vers l'**immobilier** (augmentation de la part des taxes foncières dans le budget des communes), le **tourisme saisonnier** et les **services** liés à ces derniers. Dans le secteur primaire, seule la vigne subsiste. Ces secteurs deviennent les moteurs de l'économie des Maures et fournissent des ressources précieuses aux collectivités locales (entre autres pour financer le système DFCI). Le nombre de lits marchands augmente, l'offre d'activités de loisirs se diversifie et s'adapte aux nouvelles demandes.

6.2.1.4 Le scénario face aux fonctions environnementales

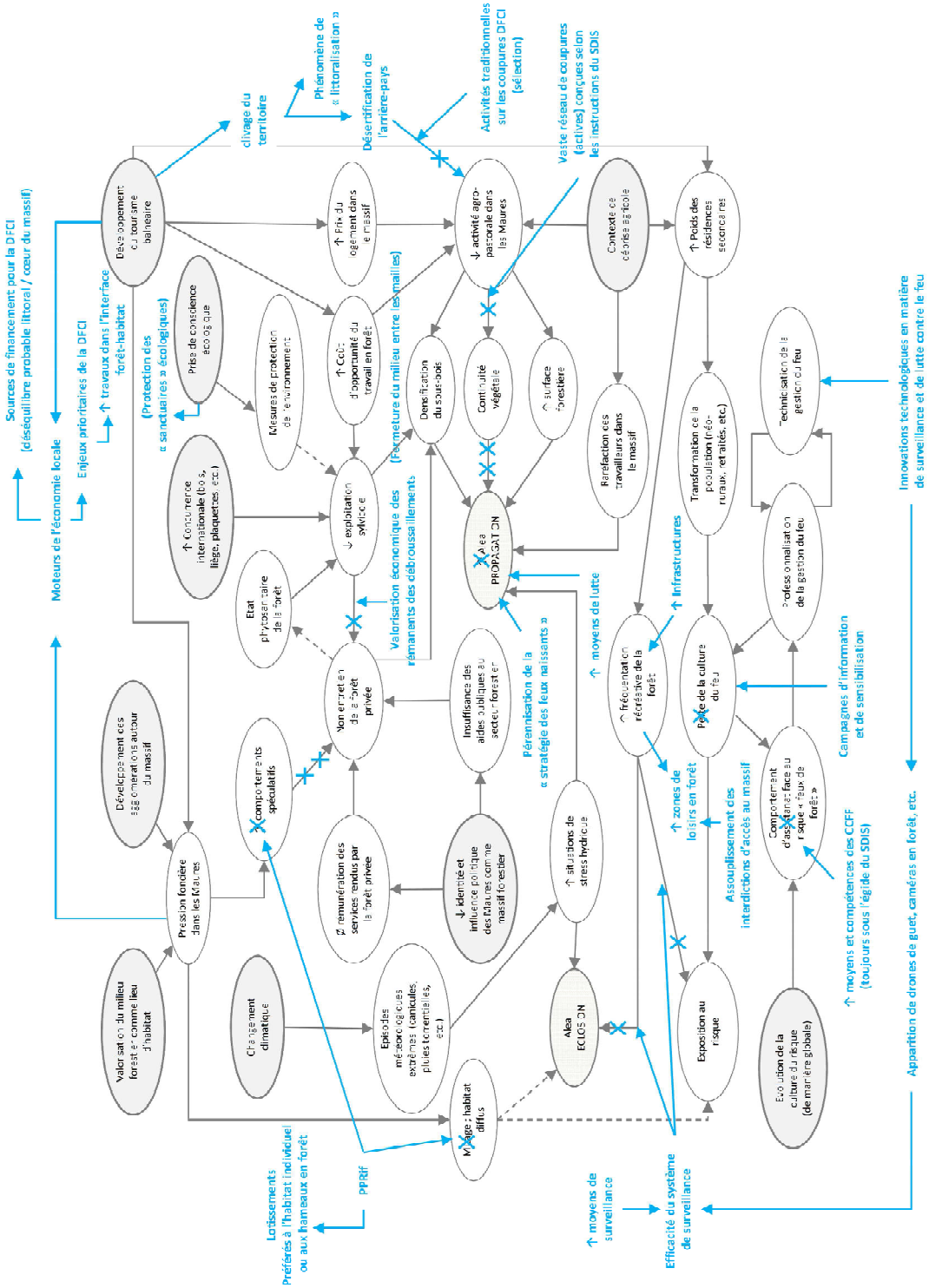


L'affrontement technique du feu se caractérise par la prééminence des fonctions « site » (développement urbanistique), « récréation » (accueil touristique) et « puits » (lié à une forte présence humaine dans les pourtours du massif). Au contraire, sont sous-représentées les fonctions « source » (l'exploitation de la forêt est définitivement abandonnée) et « habitat naturel ».

6.2.1.5 L'affrontement technique du feu confronté aux actions

Actions	
1. Augmentation des moyens dédiés à la DFCI	**Ça s'impose**
2. Développement du réseau de coupures	**Ça s'impose** (grandes coupures au service du SDIS)
3. Développement de l'habitat en forêt	**Ça s'impose** (surtout de nouveaux lotissements)
4. Projet de Parc Naturel Régional	**Ecarté**
5. Amélioration de l'accès routier au cœur du massif	**Compatible** (axes Nord-Sud, reliant la plaine à la côte)
6. Déploiement d'activités de loisirs au cœur du massif	**Compatible** (tourisme centré sur le littoral)
7. Nouvelles mesures de protection de l'environnement	**Ecarté**
8. Accroissement des terrains viticoles dans les Maures	**Compatible** (dans la plaine des Maures)
9. Remise en valeur de la suberaie	**Ecarté** (jugé trop coûteux et irréaliste)
10. Développement du pastoralisme	**Ecarté** (il reste marginal. Présent que sur les coupures)

Figure 6.5 : Diagramme de causalités pour le scénario AFFRONTEMENT



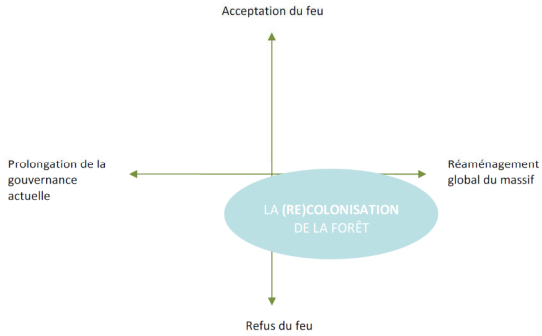
Source : auteur

6.2.2 La (re)colonisation de la forêt

6.2.2.1 L'essentiel

Dans ce deuxième scénario, le problème du feu est directement lié à l'état d'abandon de la forêt des Maures. Désertée, embroussaillée, plus vaste que jamais, la forêt brûle parce qu'elle n'est plus rentable.

Ici, la vie avec le feu passe tout d'abord par la volonté « d'occuper » la forêt afin qu'elle soit **à nouveau habitée et entretenue** par l'être humain. Le massif est donc réinvesti et ré-exploité partout où cela est encore possible dans le but de recréer les liens (notamment économiques) perdus entre le milieu forestier et la société locale.



6.2.2.2 L'interprétation du présent

La déshérence dont la forêt des Maures fait l'objet est placée à l'origine du « problème » du feu. Celui-ci a pris tout simplement la place que l'être humain lui a laissée au cours du temps, dans un milieu devenu de plus en plus « sauvage » : « *la forêt est abandonnée, on n'y vit plus : quand on se promène on retrouve des cabanons, des puits, tout est abandonné…* » (CFT, 2e partie, p.8) ; « *on est complètement persuadés par l'expérience que si une forêt n'est pas entretenue par l'être humain, elle est tout à fait condamnée* » (habitant). **La société humaine doit donc « réoccuper les lieux »**, notamment en y implantant des activités économiques viables et pérennes dans le système actuel : « *Faire des coupures c'est bien, mais il faut s'intéresser à la gestion de la forêt dans sa globalité (…) Une châtaigneraie bien entretenue peut avoir un rôle très important dans la prévention des incendies de forêt et être aussi efficace que des bandes de sécurité qui ne sont entretenues que dans un soucis DFCI* » (technicien forestier).

Dans ce scénario il est jugé indispensable que la population renoue ses liens avec le milieu forestier, il faut qu'elle réinvestisse la forêt et qu'elle assure sa surveillance non plus exclusivement à travers les jumelles des vigies, mais plutôt à travers ses propres yeux : « *Il est essentiel que dans ce massif il y ait de la vie, des hommes qui s'intéressent* [à la forêt] *et la protègent* » (technicien forestier) ; « *On est la preuve vivante que l'homme habitant en zone boisée protège la forêt du feu. (…) Non seulement les maisons bien débroussaillées ne constituent pas un danger pour la forêt mais au contraire, elles assurent une protection essentielle face au feu* » (habitant).

6.2.2.3 L'avenir du feu dans les Maures

Ce redéploiement de la société humaine au cœur de la forêt passe tout d'abord par une multiplication des tentatives de redynamisation des **secteurs traditionnels des Maures**. Grâce à un

support politique et financier important (subventions publiques, projets de labellisation et de certification, réfection de certains axes routiers, etc.) et à un contexte socio-économique favorable (enchérissement du pétrole, demande croissante de produits naturels, etc.), ces secteurs connaissent un certain renouveau malgré leurs vulnérabilités intrinsèques : difficultés d'exploitation, déstructuration locale des filières, concurrence internationale (importation de plaquettes, liège ibérique), etc.

En ce qui concerne l'exploitation de bois, une partie importante des aides est destinée au développement de la **filière bois-énergie** et plus concrètement à la création de débouchés stables d'abord dans le secteur public (chauffage d'écoles, de mairies, etc.), puis petit à petit chez les entrepreneurs privés et les particuliers (chauffage d'hébergements touristiques, développement d'agro-carburants, chaudières individuelles, etc.). Tout est fait pour que le secteur s'enracine à tous les niveaux dans la région, de l'approvisionnement (contrats signés avec l'ONF et certaines mairies) jusqu'à la commercialisation (des installateurs de chaudières sont attirés dans le Var pour assurer ainsi un soutien logistique essentiel à la survie de la filière). Même si la filière risque d'être concurrencée par de grand groupes nationaux, le choix est fait de la développer pour tirer un revenu important « le temps que ça durera ».

L'exploitation du liège, elle, est en partie relancée à la fin du moratoire actuel grâce à d'importantes aides publiques et l'apparition de nouvelles niches (isolants thermiques bio, tissus en fibres naturelles, paillages, etc.). Ces débouchés compensent en partie les pertes liées aux problèmes phytosanitaires que connaît la subéraie des Maures. Une nouvelle règlementation et une surveillance accrue (système de gardiennage) limitent le levage clandestin et donc, l'impact que celui-ci a sur les arbres. A terme, grâce au soutien des élus locaux et aux aides publiques nationales et européennes, une nouvelle usine de transformation est installée dans les Maures. Elle fournit entre autres les domaines et coopératives viticoles de la région (partenariats signés avec les domaines vendant leurs vins sur le marché national dans lequel les bouchons en liège sont toujours appréciés). De par son soutien technique, l'ASL de la Subéraie Varoise joue un rôle prépondérant dans ce renouveau partiel de la filière liège. Le poids de celle-ci dans l'économie locale reste malgré tout limité et ne concerne qu'une surface réduite du massif (principalement les parcelles moins détériorées et bénéficiant d'un accès relativement facile).

L'élevage et la châtaigneraie connaissent aussi un certain regain d'intérêt, cette dernière grâce à l'impulsion du SPCV (structuration de la filière grâce à la valorisation du bois de châtaignier en tant que bois d'œuvre, vente de marrons, production de farine, etc.). Malgré les faibles revenus générés et un soutien institutionnel parfois insuffisant (les aides octroyées ne concernent qu'une partie des propriétaires forestiers et sylviculteurs), la structuration de la filière se poursuit peu à peu au niveau du massif.

D'autre part, face à la demande croissante de nouveaux terrains viticoles, l'administration facilite le réinvestissement d'anciens champs enfrichés en lisière de forêt et d'anciennes restanques au cœur du massif (création de zones de cultures prévue dans les PLU). La surface occupée par la vigne se développe considérablement. La plupart des nouvelles parcelles sont acquises par de grands groupes de la filière viticole.

Etant donné la fragilité des activités traditionnelles, d'autres formes innovantes de rentabilisation de la forêt émergent aussi dans ce scénario. Celles-ci n'ont pas la même fonction sociale que peuvent

avoir les secteurs traditionnels, mais fournissent dans le court terme un revenu indispensable à la faisabilité du projet de (re)colonisation. On assiste ainsi à l'apparition de **fermes photovoltaïques** dans tout le pourtour du massif. D'abord réticentes, les autorités finissent par accorder un nombre croissant de permis. Ces fermes photovoltaïques voient le jour notamment sur les adrets, à proximité d'habitations ou d'installations agricoles déjà existantes, où l'ensoleillement est particulièrement important et où des infrastructures déjà existantes permettent de réduire le montant de l'investissement initial.

Par ailleurs, le **tourisme vert** est considérablement développé sur l'ensemble du territoire. Grâce à un soutien institutionnel important (formations, appui technique, octroi de permis de construire, subventions, etc.), une offre dynamique et de plus en plus diversifiée attire un nombre croissant de touristes auparavant cantonnés au littoral. Dans un premier temps, cette offre touristique se focalise sur l'hébergement en forêt (gîtes forestiers, eco-campings). Mais très rapidement, de nouvelles activités touristiques voient le jour dans les Maures : cueillettes payantes, visites-dégustations chez les producteurs, randonnées à dos d'ânes, balades nature, fermes pastorales pédagogiques, parcours équestres… Plusieurs de ces emplacements sont par ailleurs reliés par des circuits thématiques et des sentiers de grande randonnée qui traversent le massif et qui s'appuient sur les pistes DFCI et les coupures de combustible existantes. L'accueil des touristes est facilité par la réfection de certains axes routiers du massif. Par ailleurs, un certain assouplissement des interdictions d'accès au massif en période estivale permet de continuer ces activités pendant les mois où la fréquentation est particulièrement importante.

Dans ce scénario, le projet de Parc Naturel Régional (PNR) prend tout son sens comme élément fédérateur de toutes ces activités en forêt. Sur le terrain, cette cohérence globale permet d'exploiter efficacement les synergies existantes entre toutes ces activités et, à terme, de créer une véritable image de marque autour du massif des Maures.

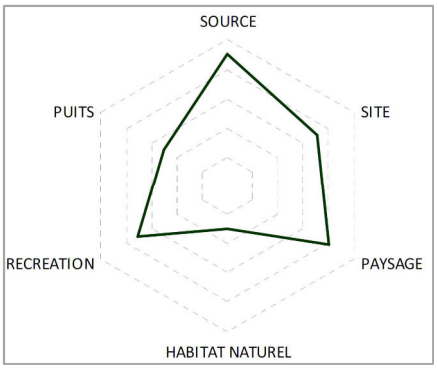
Enfin, **l'habitat auto-protégé** occupe une place centrale dans la recherche de rentabilité en milieu forestier et ce, que ce soit à travers la réhabilitation du bâti existant (bastides, hameaux en ruines) où à travers de nouvelles constructions (villas, chalets) soumises à d'importantes conditions : utilisation de matériaux résistants au feu, emplacements stratégiques, obligation de suivre des formations par rapport au risque d'incendie, exigence d'entretenir -ou financer- l'entretien de bandes de protection, quota de nouvelles habitations attribuées à des locaux ou travailleurs de la forêt, etc. Bien-sûr, cela implique un assouplissement considérable des PPRif (déclassement de zones rouges lorsque la protection de l'habitation est avérée). Dans ce scénario donc, l'habitat en forêt est conçu comme un facteur permettant une meilleure maîtrise de la problématique du feu. Ces habitations en milieu forestier assurent une présence humaine et un lien avec la forêt que les filières traditionnelles, de par leur vulnérabilité, ne peuvent pas ou ne peuvent plus garantir à elles seules. Grâce à leur connaissance du terrain, ces habitants deviennent un partenaire incontournable des chargés de PIDAF et du SDIS dans la prévention et la lutte contre le feu.

Cette nouvelle rentabilité de la forêt entraîne aussi une **réappropriation privative de la forêt** : les clôtures et les interdictions d'accès se multiplient autour des parcelles privées ; on assiste à une réaffirmation du droit de propriété face aux usagers non propriétaires. Des outils juridiques et des systèmes de garde sont mis en place pour éviter (ou tout du moins limiter) le ramassage sauvage de châtaignes, asperges, champignons et autre produits valorisables de la forêt privée. Par ailleurs, la

(re)colonisation de la forêt exige un **assouplissement des mesures de protection de l'environnement**. La logique du scénario implique en effet une approche fortement interventionniste sur le milieu naturel ; le massif ne peut pas être « mis sous une coupole », au contraire, il doit être réinvesti par la société humaine.

Dans ce scénario, l'accent est mis sur l'aménagement forestier, mais la prévention et la lutte contre le feu ne sont pas pour autant négligées. Loin de là. Le feu, et surtout les GIF, restent une menace considérable pour toutes les activités décrites ci-dessus. C'est grâce à de **grandes coupures de combustible** et d'**importants moyens d'intervention** qu'une transition est assurée entre la situation actuelle d'abandon de la forêt et celle décrite dans les paragraphes antérieurs. Le feu reste un ennemi à combattre. Dans un premier temps, ce combat est mené principalement à travers des parades techniques et une gestion « artificielle » de la forêt (débroussaillements DFCI, coupures, etc.). Dans cette première phase, le SDIS et les chargés de PIDAF jouent un rôle prépondérant dans la gestion du risque. Les organismes de la forêt (CRPF, ASL, SPFSV, SPCV) sont eux mobilisés dans le réinvestissement de la forêt. Ils travaillent aux côtés de la DDTM, du CG et des communes. A terme, la participation des habitants de la forêt et des propriétaires forestiers augmente de façon significative. Les organismes de conseil et de représentation de la forêt assument alors un rôle central dans la gestion du phénomène.

6.2.2.4 Le scénario face aux fonctions environnementales

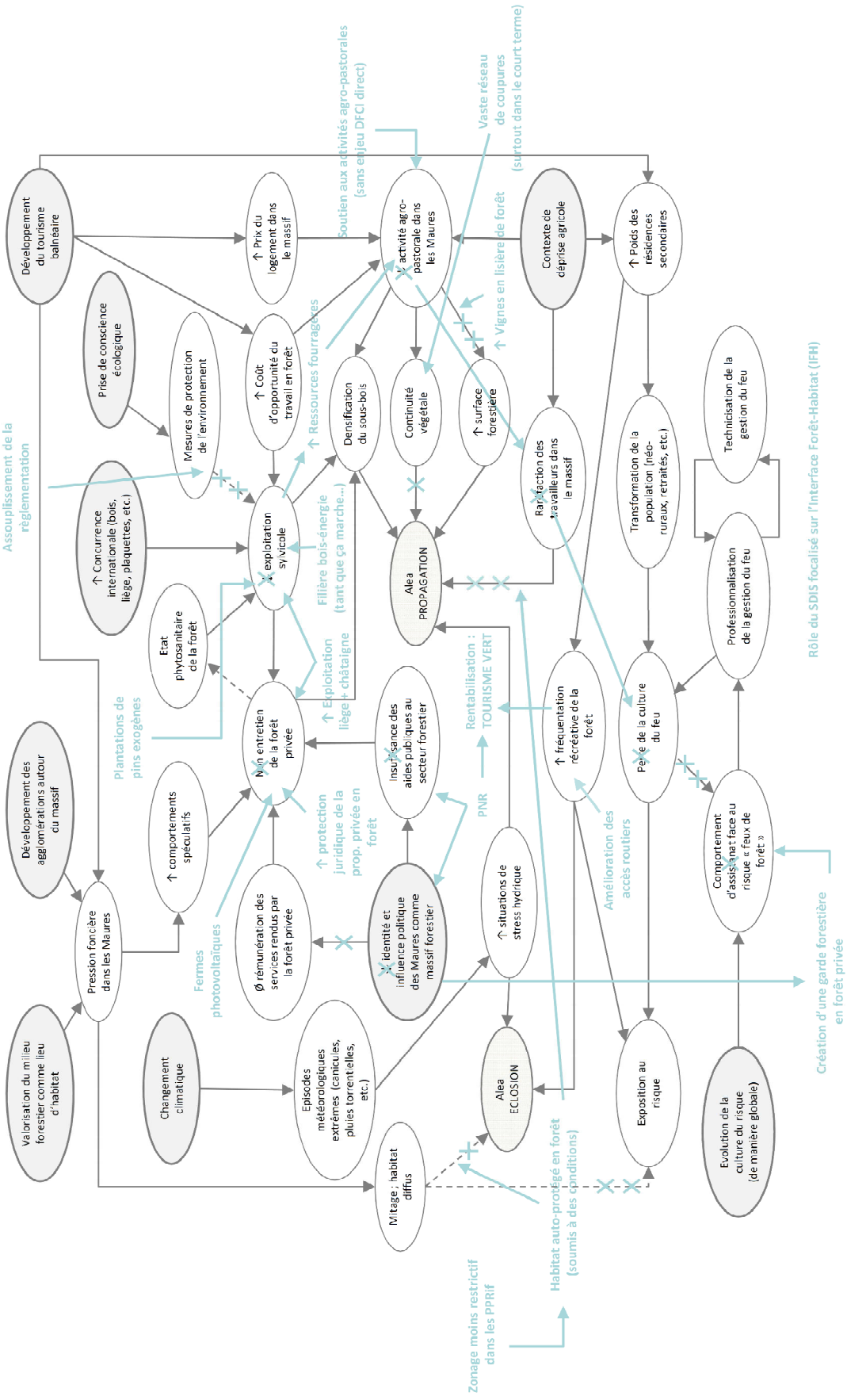


La (re)colonisation de la forêt se caractérise par une prépondérance de la fonction « source » (re-exploitation de la forêt). Sont également valorisées -en moindre mesure- les fonctions « site » (habitat en forêt, fermes solaires, etc.), « paysage » (intensification du lien forêt-société engendrant une identité de terroir bien définie et porteuse de projets) et « récréation ».

6.2.2.5 La (re)colonisation de la forêt confrontée aux actions

Actions	
1. Augmentation des moyens dédiés à la DFCI	**Ecarté** (on assiste à une diminution progressive)
2. Développement du réseau de coupures	**Ecarté** (maintien du réseau actuel envisageable)
3. Développement de l'habitat en forêt	**Ça s'impose** (élément central de la re-colonisation)
4. Projet de Parc Naturel Régional	**Ça s'impose** (image de marque autour des Maures)
5. Amélioration de l'accès routier au cœur du massif	**Ça s'impose**
6. Déploiement d'activités de loisirs au cœur du massif	**Ça s'impose** (synergies entre les produits locaux)
7. Nouvelles mesures de protection de l'environnement	**Ecarté** (limite au réinvestissement du terrain)
8. Accroissement des terrains viticoles dans les Maures	**Ça s'impose**
9. Remise en valeur de la suberaie	**Ça s'impose**
10. Développement du pastoralisme	**Compatible** (soutenu mais pas rentable…)

Figure 6.6 : Diagramme de causalités pour le scénario (RE)COLONISATION

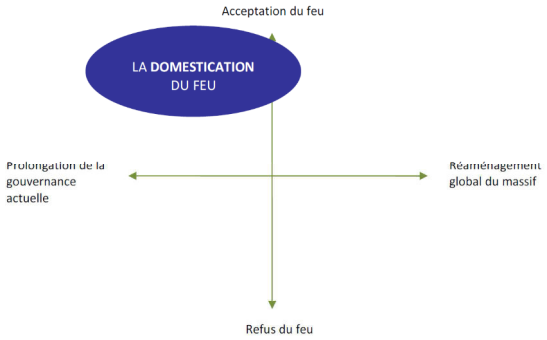


Source : auteur

6.2.3 La domestication du feu

6.2.3.1 L'essentiel

La société vise la suppression du feu « sauvage », préjudiciable car non maîtrisé par l'être humain, mais ne cherche pas pour autant son élimination : si le feu reste un « *mauvais maître* » dans son état naturel, il constitue un très « *bon serviteur* » **sous l'emprise de la société humaine**. Dans les faits, cet apprivoisement du feu se base aussi bien sur sa canalisation ou son endiguement en cas de crise (grandes coupures de combustible) que par son instrumentalisation progressive (prévention du risque, gestion de la biodiversité…). L'aménagement actuel du massif reste en grande partie le même ; les tendances socio-économiques se poursuivent.



6.2.3.2 L'interprétation du présent

Comme dans les scénarios antérieurs, un des arguments à la base de ce scénario est la **fermeture du paysage forestier**, résultat des transformations que les Maures ont subies au cours du siècle passé : exode rural, crise sylvicole, disparition du système agro-pastoral, etc. Ces évolutions sont jugées avoir engendré une aggravation très nette de l'aléa de propagation d'incendies de forêt. A partir de là, ce troisième scénario repose sur deux constats ou perceptions de la situation présente. Premier constat : dans le système économique du XXIe siècle, l'entretien de la forêt ne peut plus être assuré par les activités forestières traditionnelles. Aujourd'hui, l'économie des Maures doit inexorablement se tourner vers **le tourisme et le foncier**. A la place de ces activités traditionnelles, des interventions de réduction de la biomasse combustible s'imposent dans l'ensemble du massif (notamment pour assurer une protection efficace des enjeux sur lesquels repose l'économie locale : habitations, campings, paysage, etc.). Comme dans le premier scénario, il s'agit ici d'implémenter une gestion « artificielle » de la forêt, dans le sens où elle n'est pas rémunératrice en elle-même (elle n'est viable que grâce à d'importants budgets DFCI). Deuxième constat : la gestion actuelle du risque « feux de forêt » est trop éloignée de la réalité du terrain et est excessivement « monopolisée » par le corps des Sapeurs-Pompiers. Dans ce scénario, il est jugé nécessaire **d'ouvrir davantage cette gestion aux autres acteurs institutionnels** et notamment, aux acteurs de la forêt (ingénieurs forestiers, chargés de PIDAF, mais aussi, propriétaires forestiers, sylviculteurs, etc.).

6.2.3.3 L'avenir du feu dans les Maures

Ici, la réponse au « problème » du feu ne passe pas par une « recolonisation » de la forêt (celle-ci est jugée irréalisable dans le système économique actuel), mais plutôt par **un regard différent sur le feu**. Celui-ci n'est pas automatiquement banni ; au contraire, on lui « laisse sa part » dans un milieu

cloisonné par de nombreuses et de très **grandes coupures** de combustible. Contrairement au premier scénario, ici les coupures sont principalement **passives.** Elles ne sont plus systématiquement conçues comme des zones d'appui pour le SDIS, mais plutôt comme des cloisons endiguant le feu ou tout au moins permettant son jalonnement. Cela n'exclut pas, bien sûr, que des brigades d'intervention puissent y mener des actions de lutte lorsque le feu l'exige.

Les **chargés de PIDAF** jouent ici un rôle central à travers la conception de ces grands ouvrages positionnés selon les vents, la typographie et la végétation du terrain. Aussi, les propriétaires forestiers (surtout à travers leurs organismes de représentation ou de soutien technique) participent activement aux décisions concernant la création et l'entretien de ces coupures : des procédures de coopération sont progressivement institutionnalisées entre les différents partenaires. Ces grandes coupures deviennent la pierre angulaire de la gestion du feu et assurent un maillage important du massif. Sur le terrain, leur nombre et dimension sont augmentés. On assiste notamment à la généralisation de zones tampons le long des coupures actuelles et des routes départementales, principalement à travers des installations agricoles ou pastorales rémunérées pour assurer un entretien convenable de la végétation. Lorsque de telles installations ne sont pas viables, l'entretien est assuré par des interventions mécaniques conséquentes (coupure à blanc, arrachage de souches, etc.) ou par le brûlage dirigé (voir paragraphes suivants). Les équipes de débroussaillement deviennent de plus en plus présentes sur le terrain. Face à l'ampleur que ces ouvrages prennent avec le temps, on assiste à plusieurs tentatives de valorisation du bois extrait lors de ces débroussaillements. La production de plaquettes permet ainsi de générer des revenus qui compensent en partie les coûts de réalisation et/ou d'entretien. Ici, contrairement au scénario de (re)colonisation, la filière est limitée aux travaux de débroussaillement DFCI (elle se concentre par ailleurs sur l'approvisionnement de chaudières installées dans des établissements publics).

Ce scénario implique un basculement dans la gestion du risque « feux de forêt ». Une vision plus forestière s'impose peu à peu au détriment de la logique purement sécuritaire. Cela se confirme d'abord dans le domaine de la prévention (rôle plus important des forestiers dans le système de coupures, développement du brûlage dirigé, etc.) puis au fil du temps aussi, dans la gestion des situations de crise. On assiste en effet à une diversification des rôles en cas d'incendie : dans les zones d'interface forêt-habitat, c'est le SDIS qui mobilise ses moyens et son savoir-faire (aussi bien pour l'habitat diffus au cœur du massif que pour les 50 kms de linéaire sur le littoral). Dans les zones boisées, par contre, ce sont des **équipes de sapeurs forestiers spécialisées** (à l'image du GRAF catalan) qui agissent et utilisent, le cas échéant, les coupures et pistes DFCI existantes. Ces équipes sont composées entre autres d'ingénieurs ou techniciens forestiers, d'agents ONF et de sapeurs-pompiers (tous ayant suivi des formations spécifiques).

Par ailleurs, dans ce scénario, la société exploite progressivement les bienfaits que le feu peut engendrer lorsque son intensité et sa fréquence ne sont pas excessives, que ce soit comme outil de gestion de la biodiversité (ouverture du paysage, intérêt faunistique, etc.) ou comme stratégie de prévention et de suppression des incendies de forêt (brûlages dirigés, contre-feux assis sur de grandes coupures, brûlages tactiques…). Cette domestication du feu se base sur des pratiques autrefois utilisées par les gens du cru, désormais technicisées et **réservées aux experts** : « *pendant des années, le brûlage dirigé a été totalement refusé. Aujourd'hui ça revient doucement* » (technicien, services de l'Etat) ; « *(…) Aujourd'hui le petit feu a été repris par les experts, qui pratiquent de façon très technique le brûlage dirigé* » (habitant).

Le **brûlage dirigé** devient ainsi une technique de prévention progressivement implémentée dans le massif, avec des équipes spécialisées disposant d'un savoir-faire de plus en plus important. Dans un premier temps, ces brûlages continuent d'être utilisés de façon quasi-expérimentale sur quelques coupures pilotes. Avec le temps, cependant, la surface ainsi entretenue grandit considérablement et le recours à la cellule technique départementale devient de plus en plus fréquent pendant les mois d'hiver. Sa légitimité auprès des acteurs s'accroît aussi au fil du temps, aussi bien vis-à-vis des parties prenantes institutionnelles (notamment grâce à des réunions annuelles de concertation pour débattre des projets des chantiers de l'année suivante) que par rapport à la population locale (travail pédagogique à travers les médias locaux, l'école et les organismes à vocation touristique). De moins en moins discrédité politiquement et socialement, le brûlage dirigé devient un outil fréquemment utilisé comme complément à d'autres techniques de réduction du combustible comme le débroussaillement mécanique ou le pâturage. A terme, il s'applique aussi bien sur les coupures elles-mêmes que sur leurs zones tampons, les alentours d'équipements DFCI et même dans l'interface forêt-habitat.

En matière d'extinction d'incendies, les **feux tactiques** s'institutionnalisent peu à peu grâce à la création d'un cadre juridique bien défini et les avancées scientifiques (modèles de propagation, études de l'évolution de la végétation, etc.). S'appuyant sur des mailles bien établies et acquérant un savoir-faire toujours plus important, les gestionnaires du risque acceptent de plus en plus de laisser courir certains feux d'intensité moyenne en prévision de l'aléa futur, voire de réaliser des contre-feux pour combattre certains incendies de forêt. Ces techniques d'extinction se basent sur un cadre légal bien réglementé et une **collaboration accrue entre les forestiers** (dont le rôle reste central) **et le SDIS**.

D'autre part, **le regard sur le feu évolue** aussi dans l'ensemble de la société : on assiste progressivement à la fin de la sur-médiatisation des feux de forêt. Ceux-ci n'occupent plus la une des journaux et ne sont plus systématiquement présentés comme des catastrophes irréversibles pour la forêt. Le feu (apprivoisé) devient même un **élément positif de l'identité des Maures**. A terme, des projets pilotes explorent même les possibilités d'exploiter le feu touristiquement à l'image d'autres risques naturels (ex : les mascarets du fleuve Qiantang en Chine, le volcan Arenal en Costa-Rica, etc.). Ainsi, par exemple, certains brûlages dirigés sont observés à distance par des visiteurs encadrés par des experts, des balades « découverte » mettent en relief l'intérêt floristique et faunistique des parcelles récemment parcourues par le feu, des visites pédagogiques sont réalisées autour de la pratique du petit feu d'hiver, etc. Les Maures redeviennent la « terre du feu » : un centre d'interprétation y est créé autour du phénomène des incendies, des chercheurs (écologues, ingénieurs, sociologues, etc.) y sont régulièrement accueillis.

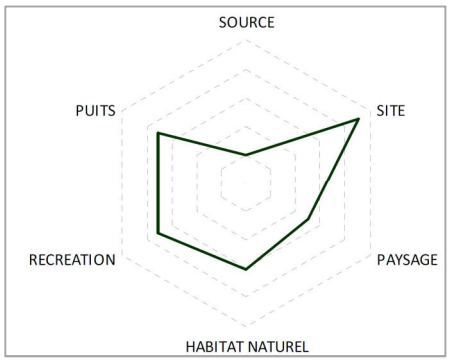
Enfin, dans ce scénario, **l'aménagement actuel du massif n'est pas bouleversé** : la population augmente à un rythme soutenu, la pression foncière reste conséquente et les secteurs du tourisme et de la construction font tourner l'économie locale. Celle-ci tourne à plein régime pendant les mois d'été lorsque de nombreux touristes et résidents secondaires viennent passer leurs vacances au bord de la mer. Le reste de l'année, les villages sont à moitié vides et la plupart des commerces ont leurs rideaux baissés. **Le massif tourne le dos quasi-définitivement aux activités du passé**, trop coûteuses et pas assez rentables, et se focalise sur les activités plus rémunératrices.

L'urbanisation se développe considérablement au nord et au sud du massif. Face à la crise de logement et à la hausse de la demande de résidences secondaires, plusieurs communes requalifient des terrains situés en lisière de forêt. Des lotissements y sont construits. L'habitat diffus est limité mais pas complètement maîtrisé.

Au cœur des Maures, les grandes coupures représentent des espaces ouverts attirant un flux croissant de touristes (création de voies vertes et de points de vue, exploitation touristique des soutiens pastoraux DFCI, etc.). La valorisation économique de la forêt n'est pas complètement supprimée, mais elle est conditionnée à la maîtrise préalable du risque d'incendie (à l'inverse donc de la logique du scénario précédent où l'idée est précisément de réduire le risque d'incendie à travers cette exploitation de la forêt). Quelques poches de forêt sont toujours exploitées, plus par un sentiment d'attachement à la forêt que par une logique économique. L'essentiel de la récolte de bois est réalisé dans le cadre de la DFCI (élagage, débroussaillements, éclaircies, etc.). L'exploitation du liège et des châtaignes reste anecdotique, voire presque folklorique (elle devient même une attraction touristique). Enfin, quelques zones du massif font l'objet d'une gestion de conservation de la nature, mais la DFCI reste en tout cas l'enjeu prioritaire (réalisation de grandes coupures dans ces zones protégées).

La forêt se referme de plus en plus à l'intérieur des mailles que représentent les coupures de combustible. La population locale « s'éloigne » du milieu forestier : elle ne le connaît plus et ne s'y rend presque plus (même la récolte de bois de chauffage tombe en désuétude).

6.2.3.4 Le scénario face aux fonctions environnementales

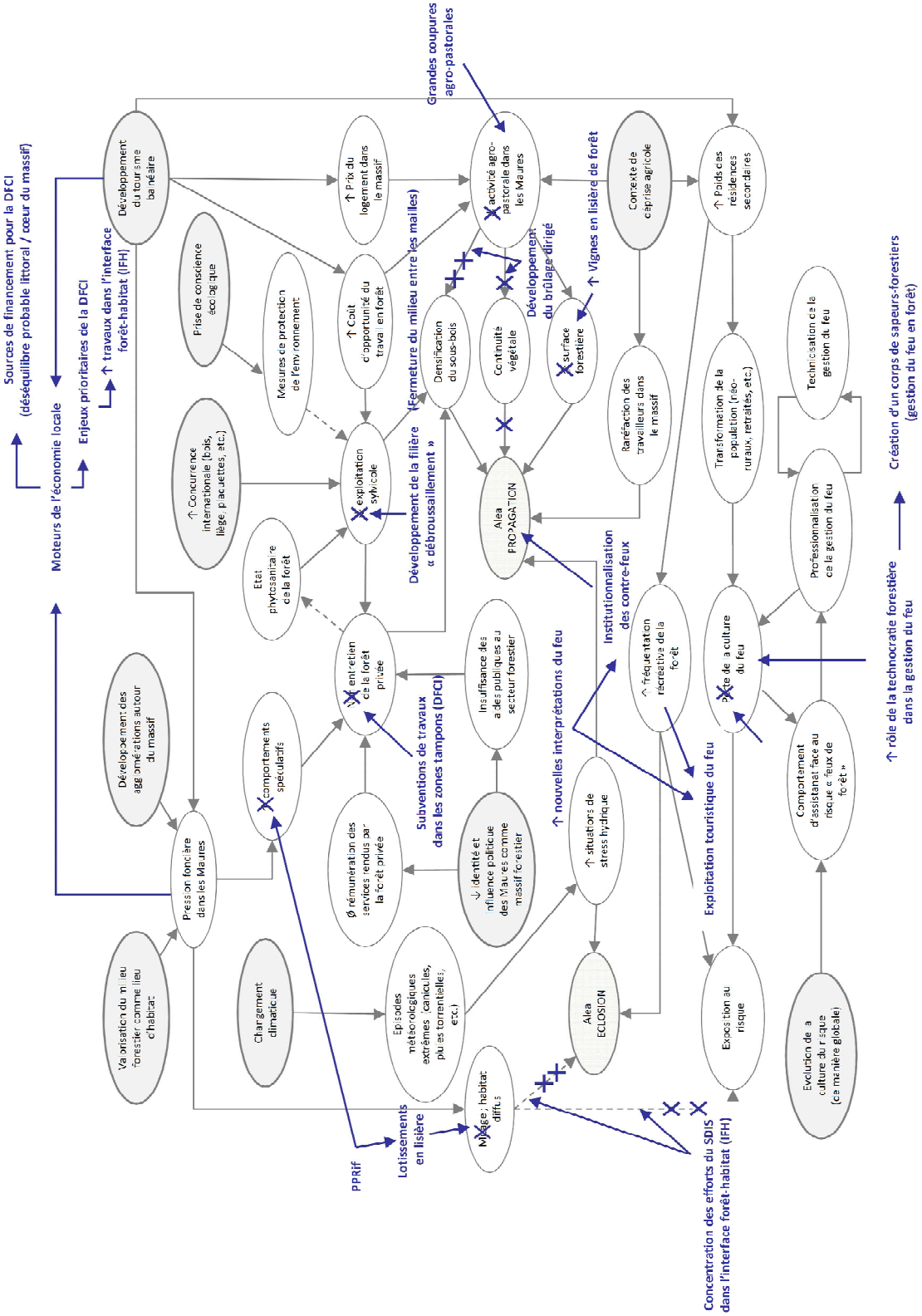


L'analyse est proche de celle du premier scénario (« L'affrontement ») : les deux scénarios sont sur la partie gauche de la figure 6.4 et se différencient principalement par rapport à leur façon d'appréhender le feu). Comme le montre le diagramme ci-contre, la fonction « site » a un poids prépondérant (développement de l'habitat en forêt). Au contraire, les fonctions « source » et « paysage », sont, elles, sous-représentées.

6.2.3.5 La domestication du feu confrontée aux actions

Actions	
1. Augmentation des moyens de lutte	**Ecarté**
2. Développement du réseau de coupures	**Ça s'impose** (entretien et qualité des ouvrages)
3. Développement de l'habitat en forêt	**Ça s'impose** (le foncier reste le moteur économique)
4. Projet de Parc Naturel Régional	**Ecarté**
5. Amélioration de l'accès routier au cœur du massif	**Compatible** (axes Nord-Sud notamment)
6. Déploiement d'activités de loisirs au cœur du massif	**Compatible** (grandes activités occasionnelles)
7. Nouvelles mesures de protection de l'environnement	**Ecarté**
8. Accroissement des terrains viticoles dans les Maures	**Compatible** (pression viticole sur la plaine ; intérêt DFCI)
9. Remise en valeur de la suberaie	**Ecarté** (soutien uniquement des zones stratégiques)
10. Développement du pastoralisme	**Ecarté** (présent que sur les coupures de combustible)

Figure 6.7 : Diagramme de causalités pour le scénario DOMESTICATION



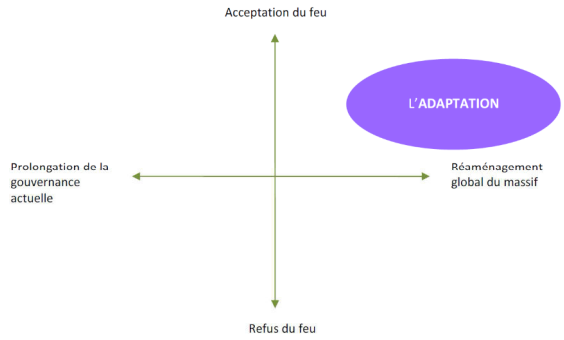
Source : auteur

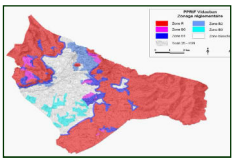
6.2.4 L'adaptation au feu

6.2.4.1 L'essentiel

Enfin, dans ce quatrième scénario, le feu n'est plus considéré comme un problème que dans la mesure où **la société locale n'est plus adaptée** à sa présence. L'objectif ici n'est plus de modifier la forêt ni le feu selon les besoins du système humain mais au contraire, d'adapter ce dernier à une forêt au sein de laquelle le feu constitue un élément à part entière.

Il s'agit d'un scénario caractérisé par une forte participation citoyenne et une remise en cohérence de la politique DFCI. En ce qui concerne l'aménagement du massif, la pluriactivité à petite échelle et la conservation du patrimoine naturel ont un poids central.





6.2.4.2 L'interprétation du présent

Dans ce scénario, la société assume tout d'abord que **le feu ne peut être assujetti** par l'être humain : *« le bilan de 2003 nous a enlevé nos illusions de forestiers DFCIstes. Cela a été très dur de voir qu'on puisse encore avoir des feux de 10 000 hectares sur un milieu aussi aménagé que les Maures. C'est probablement le massif où l'on a investi le plus en matière de DFCI. Mon avis aujourd'hui c'est qu'il faut vivre avec le feu »* (technicien). *« En années normales, les aménagements évitent les grands feux. En années exceptionnelles, ils ne suffisent pas. Il n'y a rien qui suffit. On est dépassés et on sera toujours dépassés. C'est la nature qui est plus forte que nous. Il faut l'accepter »* (ingénieur forestier).

Loin d'impliquer un positionnement passif ou contemplatif, un tel constat exige une **transformation de la DFCI actuelle**. Celle-ci est jugée entraîner une accumulation excessive de moyens (de lutte et de prévention) et des résultats sur le terrain pas toujours satisfaisants : *« Débroussailler en remplacement des activités traditionnelles est un non-sens financier ; c'est un gouffre sans fin. (…) Je suis pour une DFCI sur le long terme, minimisant les investissements à perte »* (association de protection de la nature) ; *« Si la forêt ne passe pas sous le feu, ce sera sous le broyeur »* (habitant). De ce point de vue, dans le système actuel, de plus en plus de moyens sont nécessaires pour protéger de plus en plus de maisons et d'habitants. Ceux-ci sont de moins en moins engagés dans la gestion du risque et connaissent de moins en moins bien le phénomène du feu. Il y a donc à la base de ce scénario la volonté d'invertir ce processus jugé insensé.

Ici, l'accent n'est pas mis sur le phénomène du feu lui-même, mais plutôt sur la façon dont la société l'intègre et le transforme. L'adaptation au feu partage donc avec le scénario de (re)colonisation la perception d'un **déséquilibre global au sein du massif**, avec une aggravation de l'aléa feu (probabilité d'éclosion et de propagation) et une augmentation de la vulnérabilité aux incendies

(degré d'exposition, méconnaissance sociale du feu, etc.). Cependant, ici, le mode de vie avec le feu ne passe pas par un étalement du système humain, mais plutôt par sa réorganisation. La société ne recolonise pas ; elle se réadapte au milieu naturel à travers l'information, la simplicité et la solidarité.

6.2.4.3 L'avenir du feu dans les Maures

Comme il en est pour toute autre adaptation, celle au feu implique des agencements, voire des renoncements : **l'urbanisation en forêt est pratiquement enrayée** ; les PPRif sont appliqués avec quelques rares exceptions visant principalement le logement de « travailleurs de la forêt » (éleveurs, maraîchers, etc.). Le système des fermes communales se développe dans le massif, notamment grâce à un programme de subventions et un accompagnement technique assuré par le CG et la Région. A terme, des dizaines de fermes (une voire deux par commune) sont créées. La plupart sont conçues à partir de bâtisses en ruines, puis louées à des jeunes actifs qui cherchent à travailler dans la colline. Par ailleurs, des projets pilotes en matière d'éco-logement auto-protégé voient le jour en lisière de forêt : est ainsi créé dans les Maures un éco-hameau forestier avec des habitations semi-enterrées.

Pour les maisons déjà existantes en milieu forestier, des compensations sont prévues afin de palier l'impact des PPRif. Pour les nouveaux projets immobiliers aux abords des villages, des systèmes sont mis en place pour répartir la charge de cette politique d'aménagement : *« Sur 100 hectares on peut faire 20 hectares constructibles et 80 hectares pour l'agriculture. Ce qu'il faut c'est que les propriétaires de ces 80 hectares ne soient pas ruinés. On peut faire une péréquation : il n'y a pas de raison que certains touchent le jackpot et que d'autres soient les derniers des derniers ! (…). Il faut qu'il y ait de la solidarité au sein des villages »* (producteur local). Dans un cas comme dans l'autre, le principe d'autoprotection se généralise en cas d'incendie et remplace le secours systématique des sapeurs-pompiers. Pour faire face à la demande de logements, un système de subventions incite les propriétaires à remettre en état les habitations inoccupées au cœur des villages.

Dans ce scénario, la mutualisation des efforts ne se limite pas au niveau local : des systèmes de financement partagé voient le jour à l'échelle du massif et permettent ainsi l'entretien des ouvrages DFCI jugés prioritaires. Des aides sont aussi octroyées aux exploitants des Maures : à terme, une écotaxe sur le tourisme côtier est destinée à la protection du massif et au maintien des activités traditionnelles.

En ce qui concerne ces activités productives dans les Maures, un nombre croissant de petits producteurs se tournent vers les filières « bio » et le système des AMAP. Celles-ci assurent de plus en plus un lien socio-économique entre le cœur du massif (producteur) et le littoral (consommateur) : *« Ici, il y a une demande énorme de paniers AMAP. On ne peut pas fournir tout ce qui est demandé. Nous faisons une quinzaine de paniers par semaine, mais on pourrait en faire 150 ! (…) »* (maraîcher). Dans un premier temps, l'accroissement de cette demande de produits « verts » et de proximité permet la structuration et consolidation de ce système de vente directe. A terme, la filière se diversifie considérablement et profite d'un canal de distribution bien établi pour proposer d'autres produits locaux aujourd'hui en développement (safran, liqueur de myrte, farine de gland de chêne, plantes médicinales, etc.). Certaines AMAP se lancent aussi dans la distribution de bois de chauffage issu du massif.

Cette évolution est favorisée (entre autres) par le soutien institutionnel des filières courtes dans le Var, la création d'un centre de formation à l'agriculture en forêt, des partenariats avec des écoles de

formation déjà existantes (par exemple, l'école d'apiculture d'Hyères) et enfin, la construction d'un abattoir à proximité des Maures. Les producteurs locaux privilégient de plus en plus la **pluriactivité** (élevage, oléiculture, maraîchage, apiculture, etc.) et les unités de production de taille réduite ; ils évitent ainsi des investissements trop importants et réduisent leur vulnérabilité économique. Des pratiques traditionnelles revoient le jour. C'est le cas notamment des unités de production triangulaires combinant l'élevage caprin, l'exploitation du liège et la production de miel. Aussi, sont subventionnés plusieurs projets d'agroforesterie (combinant principalement la vigne et le chêne-liège). Ces activités permettent de freiner partiellement la fermeture du milieu forestier. De grandes zones du massif restent malgré tout embroussaillées, quasiment inaccessibles, avec un sous-bois dense et fortement combustible.

En règle générale, ces initiatives répondent aussi bien à des valeurs personnelles (logique patrimoniale) qu'à des incitations économiques (aides octroyées aux producteurs locaux qui suivent des méthodes de production traditionnelles). La logique dans ce scénario n'est pas purement marchande. Les actifs ne cherchent pas forcément à retirer une rémunération de la forêt, mais plutôt à tisser un lien stable dans le temps avec le milieu dont ils vivent. Dans le même sens, les institutions cherchent la pérennité d'une culture et d'une économie forestière pas forcément optimale d'un point de vue économique, mais jugée nécessaire d'un point de vue social. Au niveau individuel, les producteurs installés dans le massif sont surtout motivés par la volonté de vivre durablement de et dans ce massif plutôt que par l'obtention d'un retour sur leur investissement : *« pour moi, bien gérer une ressource c'est l'entretenir pour qu'elle vive et me fasse vivre »* (producteur maraîcher) ; *« je préfère créer ma propre précarité en habitant et travaillant cette forêt que d'accepter la précarité qu'ils me proposent : HLM et légumes Ed. (…) On vit sobrement, mais à mon avis c'est encore pire pour les jeunes de la ville »* (habitant et producteur). Ce type de démarches est préféré à d'éventuels projets de plus grande envergure.

L'idée d'adaptation implique aussi celle d'**adaptabilité** et donc celle de la capacité de choix dans le futur. Dans ce sens, ce quatrième scénario implique la **suspension de tout aménagement du milieu forestier dont l'impact serait irréversible**. Cela se traduit entre autres, par le contrôle de l'habitat diffus, l'interdiction de grands projets d'aménagement dans le massif, le non-recours à des espèces forestières exogènes, la limitation des débroussaillements dans les zones à haute valeur écologique ; etc. Ici, contrairement au scénario de (re)colonisation, les mesures de protection de l'environnement ne sont que très rarement assouplies.

Par ailleurs, les communes cherchent activement à éviter que le « tout tourisme » (mono-activité, saisonnalité, etc) entraîne une trop grande aliénation sociale et culturelle. Cette politique n'est pas pour autant contradictoire avec le développement de quelques activités touristiques en forêt, notamment celles directement liées aux activités de production et n'ayant pas un impact important sur le milieu.

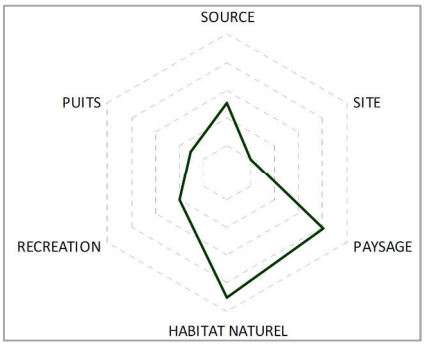
D'autre part, on assiste dans ce scénario à la participation d'habitants, d'éleveurs, d'agriculteurs, de propriétaires forestiers (etc.) à la conception des ouvrages DFCI et plus globalement, à l'aménagement forestier. Par ailleurs, grâce à d'importantes campagnes d'information et de sensibilisation menées par l'ensemble des acteurs institutionnels, **la population locale assume elle aussi un rôle de plus en plus important** dans la gestion quotidienne du feu. Les Comités de Quartier se pérennisent partout dans le massif et deviennent progressivement un acteur à part entière en

matière de prévention : des formations sont régulièrement assurées par le SDIS et les CCFF, des réunions d'échange sont organisées, etc.

Enfin, ce scénario implique aussi une profonde **remise en cohérence des moyens d'intervention et des coupures de combustible.** On assiste par exemple à une réduction significative des crédits destinés à l'achat d'engins de lutte et de surveillance (notamment les moyens terrestres). Ainsi, par exemple, le nombre de patrouilles véhiculées de vigilance est revu à la baisse au profit de nouvelles tours de guet. Les moyens aériens, eux, deviennent le socle de la lutte contre le feu. En ce qui concerne les coupures de combustible et les pistes DFCI, celles-ci ont toujours un rôle important (majoritairement des coupures passives), mais leur poids diminue au fil du temps ; on s'éloigne de plus en plus de l'époque de la « pistomanie ». A terme, seuls quelques grands ouvrages sont retenus (confirmation de la logique des axes stratégiques). Presque aucune nouvelle coupure est créée (en tout cas pas de coupures frontales) : les efforts sont mis dans l'entretien des coupures déjà existantes. Des zones pilotes du massif ne font plus l'objet d'aménagements DFCI : l'impact du feu sur le milieu y est étudié en détail (cette tendance ne découle pas d'un manque de crédits disponibles, mais d'une volonté politique).

Sur le terrain, le SDIS reste l'acteur principal en cas de crise (notamment à proximité des zones d'habitat). Les travailleurs de la forêt voient leur légitimité reconnue et peuvent agir également dans un cadre légal évitant leur criminalisation systématique. L'influence des forestiers est par ailleurs croissante : on tend progressivement à l'accompagnement du feu et on intègre peu à peu quelques techniques comme le contre-feu, dont la pratique s'institutionnalise à terme avec des équipes spécialisées en la matière.

6.2.4.4 Le scénario face aux fonctions environnementales

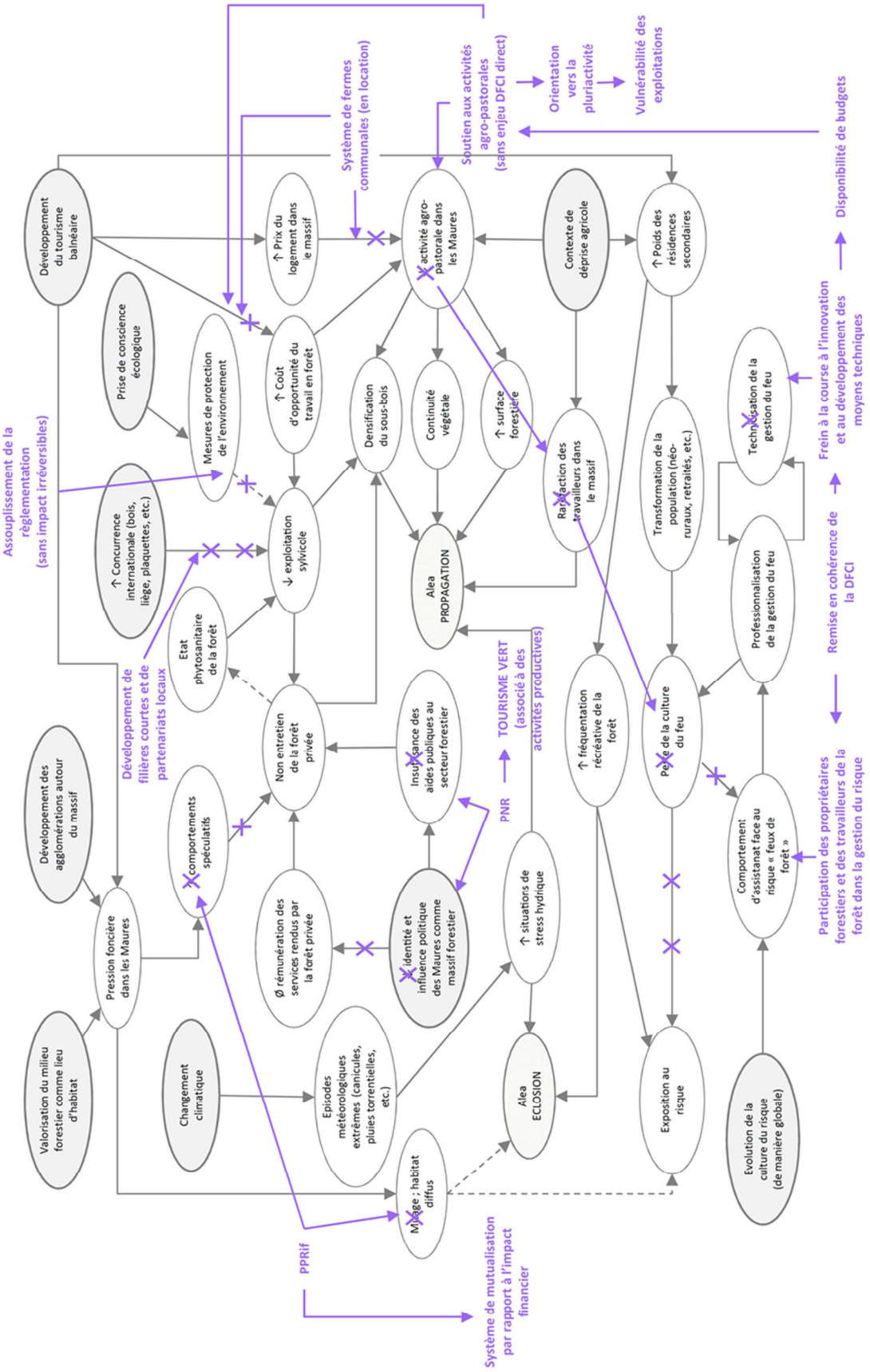


Dans ce scénario, la fonction « paysage » est prééminente (survie de l'identité forestière des Maures). Les fonctions « habitat naturel » et « source » (logique extra-marchande) ont elles aussi un poids considérable. Au contraire, la fonction « site » est clairement sous-représentée (ce qui peut représenter un manque à gagner important). Enfin, la fonction « récréation » a un poids moyen (synergies possibles entre exploitants et activités touristiques).

6.2.4.5 L'adaptation au feu confrontée aux actions

Actions	
1. Augmentation des moyens dédiés à la DFCI	**Ecarté** (on mise plutôt sur les activités en forêt)
2. Développement de l'habitat en forêt	**Ecarté** (quelques rares exceptions pour les actifs)
3. Amélioration de l'accès routier au cœur du massif	**Ecarté**
4. Projet de Parc Naturel Régional	**Ça s'impose**
5. Accroissement des terrains viticoles dans les Maures	**Compatible** (pas prioritaire)
6. Remise en valeur de la suberaie	**Ça s'impose**
7. Nouvelles mesures de protection de l'environnement	**Ça s'impose**
8. Développement du réseau de coupures	**Ecarté**
9. Déploiement d'activités de loisirs au cœur du massif	**Ça s'impose** (à faible impact + liées à 1 activité. trad.)
10. Développement du pastoralisme	**Ça s'impose**

Figure 6.8 : Diagramme de causalités pour le scénario ADAPTATION



Source : auteur

6.3 Conclusion

La **DEUXIEME PARTIE** de ce travail de recherche a été dédiée à présenter l'approche des Scénarios Environnementaux **(chapitre 4)** et à expliquer l'application que nous en avons fait pour traiter la problématique du feu dans les Maures **(chapitres 5 et 6)**. Les quatre « avenirs du feu » que nous avons présentés dans les pages précédentes sont l'aboutissement d'un long processus de construction dont la visée finale est cependant leur exploration par les acteurs locaux dans un cadre évaluatif multicritère et participatif (**TROISIEME PARTIE**).

De nombreuses APMC (Approches Participatives MultiCritère) ont pour objet d'évaluation plusieurs « scénarios » (voir par exemple : Gamboa 2006 ; McDowall & Eames 2006 ; Kowalski et al. 2009 ; Reichel et al. 2010 ; Da Cunha 2010 ; Straton et al. 2011 ; etc.), mais relativement peu d'entre elles mobilisent réellement des outils propres à l'Approche des Scénarios ou mobilisent de « vrais » scénarios.

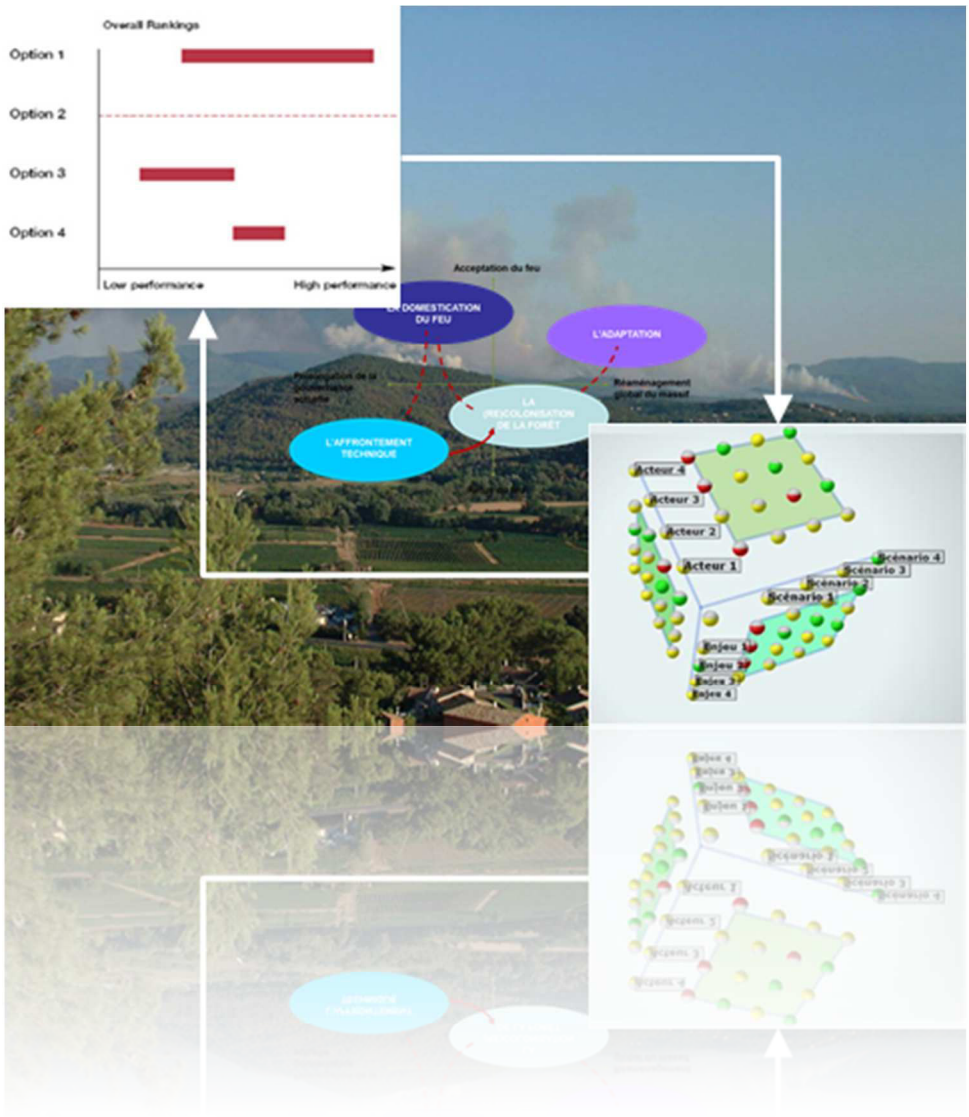
Comme nous avons eu l'occasion de le voir, la construction des « avenirs du feu dans les Maures » a exigé une grande quantité de temps et de travail (notamment sur le terrain). Il était indispensable cependant de construire des scénarios robustes et légitimes pour que l'évaluation multicritère ait un sens et une pertinence réels, aussi bien théoriquement que pratiquement. Cela n'avait aucun sens de notre point de vue de recycler des scénarios déjà existants comme par exemple, les scénarios de gestion de la forêt méditerranéenne proposés par le PAM (Plan d'Action pour la Méditerranée) (voir : de Montgolfier 2002), et de les faire évaluer par les acteurs soit directement, soit après y avoir introduit quelques modifications. Cela n'avait aucun sens non plus de limiter l'évaluation à la comparaison de simples techniques de gestion du risque présentées sous l'étiquette « scénarios » (comme nous l'avons vu dans les chapitres 5 et 6, la problématique du feu dépasse largement le simple choix d'une ou une autre technique de réduction du risque).

Les « avenirs du feu dans les Maures » ne sont ni des « options » ni des « alternatives » directement applicables sur le terrain. Ils ne constituent donc pas l'objet naturel d'une APMC et exigent de reconsidérer les objectifs de l'évaluation. Cela étant dit, l'intégration de « scénarios » dans un cadre évaluatif multicritère peut apporter à ce dernier une meilleure appréhension de l'incertitude (à travers plusieurs représentations du futur) et une meilleure prise en compte des attentes des acteurs. Dans ce sens, les « avenirs du feu » permettent d'englober l'ensemble des discours présents sur le terrain autour de la problématique du feu et d'élargir explicitement la problématique au-delà de la simple détermination d'un niveau optimal de protection, en considérant les craintes et les expectatives des acteurs, ainsi que leurs critiques à l'égard de la situation présente.

De leur côté, les APMC offrent à l'Approche des Scénarios une plateforme d'exploration multidimensionnelle, structurée et transparente, à travers laquelle les acteurs ou les décideurs peuvent parcourir le récit de chaque futurible et se positionner par rapport à un ou un autre enjeu ou critère d'évaluation. Comme on le verra dans la **TROISIEME PARTIE**, ces positionnements vont varier significativement d'un acteur à l'autre et d'un enjeu à l'autre, explicitant ainsi les conflits autour du feu et leurs substances respectives (intérêts divers, valeurs opposées, etc.).

TROISIEME PARTIE

Exploration participative multicritère des « avenirs du feu » dans les Maures



La **TROISIEME PARTIE** de ce travail de recherche, composée des chapitres 7 à 9, est focalisée sur l'exploration des « avenirs du feu » présentés dans la partie précédente (plus concrètement, dans les chapitres 5 et 6). Comme on aura l'occasion de le voir, le cadre retenu pour cette exploration se caractérise par sa composante participative et sa structuration multicritère (deux caractéristiques qui s'adaptent particulièrement bien aux particularités de notre problématique : incertitude, complexité, ambiguïté, etc.).

Le **chapitre 7**, de nature plutôt théorique, sera consacré à la présentation des Approches Participatives MultiCritère (APMC). Ce chapitre contient notamment une analyse comparative de quatre APMC communément appliquées dans la gestion des systèmes socio-écologiques et dans la gouvernance des risques naturels, à savoir : (i) l'Evaluation Sociale MultiCritère (*Social Multi-Criteria Evaluation*, SMCE), créée par Giuseppe Munda ; (ii) la Cartographie MultiCritère (*Multi-Criteria Mapping*, MCM), créée par Andrew Stirling ; (iii) le Modèle Participatif en Trois Etapes (*Three-Stage Participation Model*, 3-SPM), créé par Ortwin Renn et Thomas Webler ; et (iv) l'approche *INTÉGRAAL* et sa « *Matrice de Délibération* », conçues et formalisées par Martin O'Connor. Cette analyse comparative s'appuie, entre autres, sur des entretiens individuels semi-structurés avec les créateurs de ces approches.

Le **chapitre 8** propose, lui, une (re)structuration de la problématique du feu selon une logique multicritère. Trois sections composent ce chapitre : la première section contient une brève présentation historique du 'problème » du feu dans les Maures ; la deuxième section met en avant l'identification des acteurs locaux et l'analyse des relations qui existent entre eux ; enfin, la troisième section présente l'ensemble des enjeux (ou critères) concernés par le feu. Comme nous le verrons par la suite, ces enjeux vont bien au-delà des « cibles potentielles » traditionnellement considérées dans les analyses du risque « feux de forêt ». Le chapitre a pour corollaire l'explicitation et la mise en commun des éléments composant les axes du cadre évaluatif (ou exploratoire) retenu dans ce travail de recherche : (i) les scénarios ; (ii) les acteurs ; et (iii) les enjeux (ou critères).

Le **chapitre 9** présente la démarche d'exploration menée dans notre territoire d'études, ainsi que l'analyse des résultats obtenus à travers ce processus. Comme cela sera expliqué par la suite, la démarche s'inspire de deux des APMC présentées dans le chapitre 7 (cette combinaison vise une meilleure appréhension des caractéristiques du feu au sein d'un même cadre évaluatif certes « hybride », mais globalement cohérent). La démarche présentée implique par ailleurs deux niveaux d'exploration des scénarios : (i) une première exploration au niveau de chaque enjeu ou critère, et (ii) une deuxième exploration à travers plusieurs indicateurs mobilisés au sein de chaque enjeu.

CHAPITRE 7

LES APPROCHES PARTICIPATIVES MULTICRITERE (APMC)

7.0 Introduction

Dans ce chapitre 7, nous présenterons les fondements théoriques et les caractéristiques méthodologiques des Approches Participatives MultiCritère (APMC), qui constituent donc le cadre évaluatif utilisé dans notre travail de recherche pour explorer les « avenirs du feu » dans les Maures (voir chapitre 9).

Le point de départ dans cette présentation sera caractérisé par le concept d'Institution Articulatrice de Valeurs (IAV), évoqué dans le chapitre 2 (voir sous-section 2.2.3.1). Cette notion nous fournira un élément de repère théorique nous permettant d'appréhender les APMC avec suffisamment de recul pour pouvoir faire le parallèle avec la 1ère partie de ce travail de recherche (les APMC étant présentées comme un cadre évaluatif alternatif à l'Economie du feu), et nous permettra par ailleurs de souligner l'essence « hybride » des APMC (celles-ci combinent en effet des éléments issus de deux grandes familles d'IAV : les Analyses MultiCritère, AMC, et les approches participatives) **(section 7.1)**.

Une fois opérée cette contextualisation théorique, nous présenterons les caractéristiques des deux familles d'IAV englobées dans les APMC, à savoir donc, les Analyses MultiCritère (AMC) et les Approches Participatives **(section 7.2)**.

Nous nous intéresserons ensuite aux différents cas de figure d'IAV « hybrides » : (i) l'Evaluation Monétaire Délibérative (combinant des éléments participatifs et des composantes de l'analyse économique monocritère) ; (ii) la Théorie de l'Utilité Multi-Attribut (à cheval entre les AMC et l'analyse économique monocritère) ; et (iii) les APMC **(section 7.3)**.

Enfin, nous présenterons et comparerons en détail quatre APMC communément appliquées dans le domaine de la gestion environnementale et de la gouvernance des risques **(section 7.4)** :

(i) l'Evaluation Sociale MultiCritère (ou, en anglais, « *Social Multi-Criteria Evaluation* », SMCE), créée par Giuseppe Munda ;

(ii) la Cartographie MultiCritère (ou, en anglais, « *Multi-Criteria Mapping* », MCM), créée par Andy Stirling ;

(iii) le Modèle Participatif en Trois Etapes (ou, en anglais, « Three-*Stage Participation Model*, 3-SPM), créé par Ortwin Renn et Thomas Webler ;

(iv) l'approche *INTÉGRAAL* et sa « *Matrice de Délibération* », conçues et formalisées par Martin O'Connor.

A travers cette analyse comparative, nous estimerons la pertinence d'une éventuelle combinaison dans notre travail de recherche d'éléments issus de plusieurs APMC. Comme on le verra par la suite, les approches étudiées dans la section 7.4 se basent en effet sur des positionnements épistémologiques hétérogènes et ne se focalisent pas forcément sur les mêmes aspects évaluatifs (compensabilité, incommensurabilité, incertitude, complexité, ambigüités, etc.). Il est donc légitime d'explorer les synergies possibles entre ces approches et, lorsque cela est possible (autrement dit, lorsque le cadre évaluatif résultant est globalement cohérent), de les combiner pour mieux intégrer les « défis » évaluatifs évoqués **(conclusion)**.

7.1 Contextualisation théorique : les APMC, un exemple d'Institution Articulatrice de Valeurs (IAV) « hybride ».

Les APMC constituent un cadre évaluatif dont la particularité principale est de combiner : (i) une ou plusieurs méthodes participatives[1] et (ii) une structuration de type multicritère impliquant une formalisation analytique plus ou moins poussée selon les cas de figure. Plus concrètement et dans les termes de Jacobs (1997) et Vatn (2005), les APMC constituent un exemple d' « Institution Articulatrice de Valeurs » (IAV) (voir sous-section 2.2.3.1) se concrétisant en un ensemble de règles et de procédures et stipulant :

- qui peut participer à l'évaluation, quand, comment et avec quel rôle précis ;

  Les participants aux APMC peuvent être des « *acteurs* » ou des « *parties prenantes* » directement concernés par la problématique évaluée, des « *experts* » provenant de domaines scientifiques divers, ou de simples « *citoyens* » choisis au hasard. Certaines approches comme le 3-SMP (voir sous-section 7.4.3) font intervenir successivement toutes ces catégories dans le processus d'évaluation. Le rôle des participants et leur influence sur la formalisation du processus d'évaluation varie d'une approche à l'autre. Dans certains cas, les participants peuvent formuler les options qu'ils estiment les plus pertinentes, puis les évaluer selon les critères qu'eux même ont choisis au préalable. Dans d'autres cas, ils peuvent juste émettre un avis global par rapport à une liste d'options préalablement établie par l'analyste.

- quelles sont les données pertinentes et la forme qu'elles doivent prendre (unités monétaires, surfaces, arguments, etc.) ;

  En règle générale, les APMC mobilisent plusieurs types de connaissances et diverses unités de mesure. Cela étant dit, la légitimité (et le rôle évaluatif) qui est accordé à l'avis des experts et à celui des « profanes » varie sensiblement d'une approche à l'autre : alors que dans certaines APMC on ne propose aux acteurs que de juger l'acceptabilité des options évaluées (le jugement de la performance étant alors réservé aux experts ou aux analystes), d'autres approches invitent explicitement ces mêmes acteurs à établir des jugements de performance en mobilisant pour cela leurs connaissances, leurs valeurs et leurs justifications.

- comment ces données sont intégrées dans la démarche évaluative (types de calculs élaborés, procédures d'agrégation, etc.).

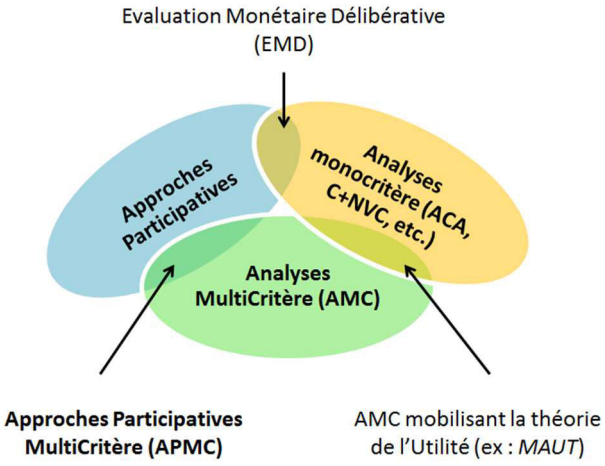
  Encore une fois, les différences sont significatives d'une APMC à l'autre. Les algorithmes sur lesquels se basent les APMC peuvent aller de la simple somme pondérée (c'est le cas par exemple de la MCM ; voir sous-section 7.4.2) à des méthodes de surclassement relativement compliquées (nous pensons notamment à la méthode NAIADE caractéristiques de l'approche SMCE de Munda (voir sous-section 7.4.1). Tout dépend du positionnement épistémologique du créateur de l'approche et du rôle attribué à la composante participative.

[1] Par approches participatives, nous entendons tout arrangement par lequel des acteurs ou des citoyens sont réunis dans le but de contribuer de manière plus ou moins directe et plus ou moins formelle au processus de décision. Le concept de participation se rapporte donc à l'implication dans le processus décisionnel de personnes extérieures au cercle politico-administratif formel (O'Connor et al. 2001 : 3).

Comme cela a été souligné dans la 1ère partie de ce travail de recherche, la détermination de toutes ces règles et procédures a un impact inéluctable sur le cadre évaluatif et donc, sur les résultats de l'évaluation. Un même objet ou problématique peut en effet susciter des évaluations et des conclusions complètement différentes selon : (i) la famille d'IAV retenue : analyses monocritère, approches participatives, analyses multicritère, etc.) ; (ii) l'approche suivie au sein de chacune de ces familles : ACA, C+NVC, (etc.) pour les analyses monocritère monétaires ; méthode de surclassement, somme pondérée ou procédé d'analyse hiérarchique pour les AMC ; focus groups, jurys de citoyens, conférences de consensus, (etc.) pour les approches participatives ; et (iii) les choix méthodologiques opérés par l'analyste : choix de l'échelle, importance relative des données quantitatives et qualitatives, détermination de l'horizon temporel, (etc.)[2].

Par ailleurs et comme nous l'avons indiqué précédemment, la particularité des APMC est de combiner des éléments issus de deux grandes familles d'IAV : les AMC et les Approches Participatives. Elles peuvent donc être présentées comme des IAV « hybrides » au même titre, par exemple, que l'Evaluation Monétaire Délibérative, combinant des éléments des évaluations monocritère monétaires et des éléments participatifs,[3] ou les méthodes basées sur la théorie de l'utilité multi-attribut (Multi-Attribute Utility Theory, MAUT) et englobant à la fois des éléments caractéristiques des AMC et des analyses monocritères (monétaires) (voir figure 7.1 ci-dessous).

Figure 7.1 : Les Approches Participatives MultiCritère (APMC) : un exemple d'« Institution Articulatrice de Valeurs » (IAV).



Source : auteur ; inspiré de Jacobs (1997) et de Vatn (2005)

[2] Ces dimensions de l'évaluation ne pouvant pas être entièrement « objectivisées », le focus évaluatif ne devrait donc pas être placé sur la seule production de valeurs concrètes ou sur la simple hiérarchisation des options évaluées, mais plutôt sur la qualité de l'information et des justifications échangées (voir sous-section 2.2.3.1).

[3] Dans la figure 7.1, il est possible d'imaginer un chevauchement simultané des trois grandes familles d'IAV (on pense notamment aux évaluations participatives mobilisant la théorie MAUT). Cela étant dit, une évaluation combinant simultanément des éléments issus des AMC, des AP et des analyses monocritère serait très probablement confrontée à des problèmes de cohérence interne. Nous préférons donc considérer les « MAUT participatives » (selon les particularités de chaque cas d'étude) soit à cheval entre les AMC et les approches participatives, soit à cheval entre ces dernières et les analyses monocritère.

Comme on le verra par la suite, l'influence concrète de chacune de ces deux familles d'IAV sur les APMC ici étudiées (SMCE, MCM, 3-SPM et INTEGRAAL) varie significativement d'un cas de figure à l'autre : alors que certaines APMC sont avant tout des AMC et cherchent à intégrer des éléments participatifs dans le but de dépasser les critiques communément adressées aux AMC (opacité, manque de transparence, élitisme, etc.), d'autres mettent clairement l'accent sur l'aspect participatif et ne se servent de la logique multicritère que comme plateforme de structuration dialectique et d'organisation des informations.

7.2 Les principales IAV appliquées à la gestion des systèmes socio-écologiques

Dans cette section 7.2, nous présentons les trois grandes familles d'IAV communément mobilisées dans la gestion des systèmes socio-écologiques. Une attention particulière est prêtée aux Analyses MultiCritère (AMC) et aux approches participatives, toutes les deux utilisées dans l'analyse de notre cas d'étude (chapitres 8 et 9).

La **sous-section 7.2.1**, consacrée aux évaluations monocritère, est particulièrement succincte. Le critère C+NVC, présenté et analysé en détail dans la 1ère partie de ce travail, constitue un bon exemple d'approche monocritère ; une grande partie des limites que nous avons signalées par rapport à ce cadre analytique peut s'appliquer à toutes les autres évaluations monocritère.

La **section 7.2.2**, portant sur les AMC, propose un degré de détail plus important. Cette focalisation se justifie pour au moins deux raisons (mis à part le fait déjà évoqué d'utiliser cette catégorie d'IAV dans notre cas d'étude) :

(i) premièrement, Il arrive que des APMC appliquées à la gestion des systèmes socio-écologiques ne soient pas assez explicites par rapport à la logique multicritère sur laquelle elles s'appuient (nous pensons notamment aux procédures d'agrégation, mais pas seulement). Cela répond la plupart des fois à la volonté des analystes ou des facilitateurs de ne pas « effrayer » ou de ne pas « exclure » une partie des participants à travers l'utilisation d'un langage excessivement mathématique. Certains participants peuvent percevoir cependant ce manque d'explications comme un manque de transparence et par méfiance ou scepticisme, quitter définitivement le processus.

(ii) deuxièmement, on assiste aujourd'hui à une multiplication des méthodes multicritère dans le domaine de la gestion environnementale et surtout, à un foisonnement croissant d'évaluations adaptant et/ou combinant des éléments d'une ou plusieurs familles de méthodes. Dans ce contexte progressivement confus et casuistique, les problèmes de cohérence risquent de se multiplier. Une présentation des différentes AMC et de leurs caractéristiques semble donc tout à fait pertinente.

Enfin, dans la **sous-section 7.2.3**, nous présentons brièvement les Approches Participatives, leurs justifications, les différentes formes qu'elles peuvent prendre et les conceptualisations dont elles font l'objet.

7.2.1 Les évaluations monocritère

Comme leur nom l'indique, la particularité des évaluations monocritère est de se baser sur un seul et unique critère pour comparer plusieurs options de gestion ou scénarios. Le critère en question peut être aussi bien économique (ACA, C+NVC, etc.), qu'énergétique (consommation en termes de kWh ou de joules) ou biologique (HANPP, empreinte écologique, etc.). Nous renvoyons le lecteur au chapitre 2 pour une présentation des limites de ce genre d'approches dans la gestion des systèmes socio-écologiques.

7.2.2 Les Analyses MultiCritère (AMC)

7.2.2.1 Considérations générales et évolution historique

De manière générale, et comme leur nom l'indique, les Analyses MultiCritère (AMC) s'intéressent aux problèmes de décision dans lesquels plusieurs points de vue ou critères d'évaluation doivent être considérés de façon simultanée (Roy & Vincke 1981 : 207)[4]. Les AMC ont donc comme objet d'étude les problèmes dit « complexes », autrement dit, les problèmes suscitant plusieurs descriptions non-équivalentes (Nijkamp et al. 1991 ; Janssen & Munda 1999 ; Giampietro 2002 ; etc.) et concernant une pluralité de valeurs incommensurables les unes par rapport aux autres (Munda et al. 1995 ; Martínez-Alier et al. 1998 ; etc.).

A l'origine développés dans le domaine du management en tant qu'outils de décision essentiellement algorithmiques, les AMC évoluent significativement au fil des années aussi bien par rapport à leur visée globale qu'à leurs prémisses épistémologiques (Munda 2004b : 137)[5].

Les premières AMC (appliquées dès les années 1960) sont en effet systématiquement basées sur une structuration mathématique « complète » et aboutissent généralement à l'identification de la meilleure option possible, à l'image donc des problèmes d'optimisation classiques tant employés dans la Science Economique et de façon plus générale, dans toutes les analyses monocritère. On parle alors d'outils de Prise de Décision Multicritère (*Multi-Criteria Decision Making*, MCDM).

Dès le début des années 1980 cependant, un nombre croissant d'auteurs souligne les limites de l'approche de l'optimisation et de la recherche opérationnelle classique. De nouveaux paradigmes de rationalité voient par ailleurs le jour et sont progressivement considérés dans les problèmes de décision. C'est le cas notamment de la « *rationalité procédurale* » proposée initialement par Simon (1976) et trouvant écho dans le champ des AMC grâce aux travaux développés par Bernard Roy et son équipe au sein du Laboratoire d'Analyse et de Modélisation des Systèmes pour l'Aide à la Décision (LAMSADE). Roy souligne notamment l'impossibilité d'évaluer la qualité d'une décision en se référant uniquement à un modèle mathématique et montre l'importance des aspects organisationnels, pédagogiques et culturels des processus évaluatifs et décisionnels. Les AMC basculent alors progressivement de la Prise de Décision Multicritère (MCDM) à l'Aide MultiCritère à la Décision (Multi-Criteria Decision Aid ; MCDA). Celle-ci ne se focalise plus sur la détermination

[4] Un problème de décision est composé de plusieurs options potentielles parmi lesquelles il est nécessaire : (i) soit de choisir une seule de ces options considérée comme étant la meilleure parmi toutes les options étudiées ; (ii) soit de choisir un sous-ensemble d'options jugées « bonnes » ; (iii) soit encore de classer toutes les options de la meilleure à la pire (Roy & Vincke 1981 : 207).

[5] L'évolution historique des AMC est parallèle à celle de l'approche des scénarios (voir sous-section 4.1.1)

d'une solution optimale, mais plutôt sur l'identification de solutions « acceptables » et l'explicitation des conflits existants (Roy & Bouyssou 1993 : 21)[6].

L'avènement du paradigme participatif dans les années 1990 marque une nouvelle étape dans cette évolution : parallèlement à la multiplication des méthodes participatives et délibératives (d'abord dans le milieu académique et ensuite dans le monde institutionnel), de plus en plus de critiques sont adressées vis-à-vis de la nature excessivement technique des AMC et de leur structuration parfois opaque. Un nombre croissant d'auteurs cherche alors à intégrer les « *parties prenantes* », les « *acteurs sociaux* » ou plus globalement les « *citoyens* » dans la logique multicritère. Voient alors le jour de nouvelles approches telles que la *Stakeholder Multiple Criteria Decision Aid* (SMCDA) (Banville et al. 1998), la *Social Multi-Criteria Evaluation* (SMCE) (Munda 2004a) ou la *Deliberative Multi-Criteria Evaluation* (DMCE) (Proctor & Dreschler 2006), qui attribuent un rôle plus ou moins important à la participation dans le processus d'évaluation.

Aujourd'hui, les AMC constituent une pléiade d'approches évaluatives diverses et variées appliquées dans une multitude de domaines différents mais partageant toutes une série d'éléments clés, à savoir : (i) l'identification de plusieurs options ; (ii) la détermination des critères d'évaluation ; (iii) l'évaluation de la performance de chaque option selon chaque critère d'évaluation ; et (iv) l'application d'une procédure d'agrégation (Martel & Rousseau 1993 : 7 ; Banville et al. 1998 : 34).

7.2.2.2 Formalisation multicritère d'un problème de décision

D'un point de vue formel, un problème multicritère discret (composé donc d'un nombre fini d'options possibles) peut être décrit de la façon suivante (Banville et al. 1998 : 24 ; Janssen & Munda 1999 : 837 ; Munda 2003 : 2 ; etc.) : *A* étant un ensemble fini d'« *actions potentielles* », d'« *options* » ou d'« *alternatives* » a_j *(j=1,2,…,n)* et *G* l'ensemble de « *points de vue* » ou de « *critères d'évaluation* » considérés pertinents g_i *(i=1,2,…,m)*, l'option a_1 est jugée meilleure que l'option a_2 selon le critère *i*, dans la mesure où la performance de a_1 pour ce critère est meilleure que la performance de a_2 pour ce même critère, autrement dit lorsque : $g_i(a_1) > g_i(a_2)$.

Dans la logique des AMC, ce genre de problème de décision peut être représenté sous forme tabulaire ou matricielle : étant donnés les ensembles *A* (options envisageables) et *G* (critères d'évaluation), et l'existence de *n* options envisageables et de *m* critères d'évaluation, il est possible de construire une matrice *(n x m)* dont les éléments $g_i(a_j)$ *(i=1,2,…,m ; j=1,2,…,n)* indiquent la performance de l'option *j* selon le critère *i* (voir tableau 7.1).

[6] Selon Roy & Bouyssou (1993 : 21), « *l'aide à la décision est l'activité de celui qui, prenant appui sur des modèles clairement explicités mais non nécessairement complétement formalisés, aide à obtenir des éléments de réponse aux questions que se pose un intervenant dans un processus de décision, éléments concourant à éclairer la décision et normalement à recommander, ou simplement à favoriser un comportement de nature à accroître la cohérence entre l'évolution du processus d'une part, les objectifs et le système de valeurs au service desquels cet intervenant se trouve placé d'autre part* ».

Tableau 7.1 : Illustration d'un problème multicritère discret

		Options			
Critères	**Unités**	$a_{j=1}$	$a_{j=2}$	(…)	$a_{j=n}$
$g_{i=1}$		$g_1(a_1)$	$g_1(a_2)$	…	$g_1(a_n)$
$g_{i=2}$		…	…	…	…
(…)		…	…	…	…
$g_{i=m}$		$g_m(a_1)$	$g_m(a_2)$	…	$g_m(a_n)$

Source : Janssen & Munda (1999 : 837)

Elément identitaire des AMC, ce genre de représentation matricielle suscite pourtant une multitude de dénominations différentes : « *tableau de performance* » (Roy & Bouyssou 1993 : 60) ; « *tableau d'évaluation* » (Janssen & Munda 1999 : 838) ; « *matrice d'impact* » (Munda 2004b : 133) ; etc.

En ce qui concerne le contenu de cette matrice ou tableau, les performances *gi(aj)* peuvent être exprimées de manière aussi bien quantitative (en unités monétaires, énergétiques, spatiales, chimiques, etc.) que qualitative (par exemple, à travers des variables linguistiques). D'ailleurs, et comme le soulignent divers auteurs, la possibilité d'intégrer des informations non numériques dans l'évaluation constitue un des principaux avantages des AMC par rapport aux analyses monocritère classiques. Cela est particulièrement le cas dans le domaine de la gestion des systèmes socio-écologiques, caractérisés par des incertitudes et des ambiguïtés rendant impossible la quantification de certains impacts sur le milieu considéré.

Le tableau 7.1 met par ailleurs en avant une des caractéristiques principales des AMC, en tout cas des outils d'Aide MultiCritère à la Décision (AMCD) : elles sont « *mal définies* » ou « *mal posées* » mathématiquement, dans le sens où il n'existe pas forcément une option « meilleure » que toutes les autres selon tous les critères[7]. Dans les AMC, en effet, il y a le plus souvent des contradictions entre les différents points de vue considérés : l'option *a* peut être « meilleure » que l'option *b* selon un premier critère, et « pire » que celle-ci selon un deuxième critère[8]. De ce fait, adopter un prisme multicritère revient à admettre que le choix d'une ou une autre option est « *inévitablement le résultat d'un compromis entre plusieurs objectifs conflictuels* » (Roy & Bouyssou 1993 : 50).

[7] Contrairement aux AMC, les évaluations monocritère ou « *classiques* » définissent ce qui est une « bonne » ou une « mauvaise » option en se basant sur un seul et unique point de vue. Celui-ci peut donc être représenté formellement par une fonction « objectif » *g* associant à chaque option évaluée une valeur numérique concrète, de telle sorte que : $\forall\, a,b \in A$, l'option *a* est « meilleure » que l'option *b* si $g(a) > g(b)$ (Roy & Vincke 1981 : 207). L'axiomatisation mathématique est donc « *parfaite* » ou « *complète* » : le problème est posé en des termes tels que la solution (sous la forme de l'identification d'une option optimale) peut être entièrement déterminée par sa seule formulation (Martel & Rousseau 1993 : 5 ; Munda et al. 1995 : 148).

[8] Cette caractéristique des AMC est d'ailleurs à l'origine de la pléthore de méthodes multicritères développées au cours de ces dernières décennies (Munda et al. 1995 : 149).

Face à ce constat, deux positionnements extrêmes sont envisageables (Roy & Vincke 1981 : 207) : (i) donner une liberté totale au décideur pour que celui-ci choisisse discrétionnairement une option ou l'autre ; (ii) introduire des hypothèses mathématiques restrictives pour que l'identification de la meilleure option possible soit réalisée de façon « classique » (c'est-à-dire, à travers un algorithme mathématique plus ou moins sophistiqué fournissant une solution unique et univoque). L'AMCD se trouverait quelque part entre ces deux extrêmes. Elle se base en effet sur des modèles construits en partie sur des hypothèses mathématiques, mais repose aussi sur des informations recueillies auprès du (ou des) décideur(s). Dans cette logique, les scientifiques, les analystes ou « *les hommes d'étude* » (dans la terminologie employée par Roy) ne sont censés ni résoudre le problème, ni « remplacer » le décideur par un modèle mathématique. Leur tâche consiste plutôt à aider le(s) décideur(s) à « *construire* » sa (leur) propre solution. L'output espéré de l'AMCD n'est donc pas tant l'identification mathématique de la meilleure option possible (étant données les préférences du décideur ou des acteurs engagés dans la démarche), mais la proposition de « *concepts, de modes de représentations et de raisonnements leur permettant d'enrichir leur perception* » (Roy & Bouyssou 1993 : 61-62).

Il existe une multitude de méthodes d'agrégation possibles pour analyser l'information contenue dans un cadre d'évaluation multicritère. Le choix d'une ou une autre méthode doit se faire au cas par cas et en fonction de divers facteurs : les caractéristiques du problème de décision ; le type de décision recherchée ; la quantité, la qualité et la nature des données disponibles ; le profil et l'expérience de l'équipe scientifique ou de l'analyste ; (etc.). Bref, comme le remarquent plusieurs auteurs, le choix d'une ou une autre méthode d'agrégation constitue en soi un méta-problème de décision demandant une structuration multicritère… (Hwang & Yoon 1981 ; Guitouni & Martel 1998 ; De Montis et al. 2000 ; Dodgson et al. 2009 ; etc.).

La littérature scientifique propose également une multitude de typologies possibles par rapport à toutes ces méthodes, chacune d'elles étant basée sur un critère particulier. Hwang & Yoon (1981) distinguent par exemple les AMC « *discrètes* » (avec un nombre fini d'options) des AMC « *acceptant l'ajout continu d'options* ». Ces mêmes auteurs distinguent par ailleurs les AMC selon le moment où les préférences du décideur sont introduites dans l'évaluation : soit « *a priori* », soit « *a posteriori* », soit encore « *au cours de l'analyse* ».

Roy & Bouyssou (1993) distinguent, eux, trois grandes approches opérationnelles d'agrégation. Selon ces auteurs, une première approche consiste à utiliser un « *critère unique de synthèse* » au sein duquel sont agrégés les *n* critères considérés par le biais d'une fonction telle que : $g(a) = V\,[g_1(a)\,;\, g_2(a)\,;\, \ldots\,;\, g_n(a)]$. Une deuxième approche (dite « *surclassement de synthèse* ») se base sur un ensemble de conditions conduisant à accepter ou à rejeter des relations de surclassement au niveau global. Enfin, une troisième approche dite « *interactive* » ne propose pas de règle d'agrégation précise et se base plutôt sur l'alternance de jugements *ad hoc* formulés par le décideur et de codifications proposées par l'analyste.

Enfin, Grabisch (2005) distingue, lui, les AMC selon la façon dont les opérations de comparaison et d'agrégation sont ordonnées. Il différencie ainsi : (i) les méthodes où l'on compare d'abord et l'on agrège ensuite, et (ii) les méthodes où l'on agrège d'abord et l'on compare ensuite.

Dans les pages suivantes, nous proposons un aperçu rapide des méthodes d'agrégation les plus répandues dans le domaine des AMC, à savoir : la méthode de la somme pondérée **(sous-section 7.2.2.3)**, la méthode de surclassement (ou *outranking method* en anglais) **(sous-section 7.2.2.4)** et le

procédé d'analyse hiérarchique (ou *Analytical Hierachy Process, AHP,* en anglais) **(sous-section 7.2.2.5)**[9]. Les détails du raisonnement mathématique sous-jacent à chaque procédure d'agrégation peuvent être très complexes. Nous ne présenterons ici que les lignes générales permettant de comprendre l'idée de base dans chaque procédure.

7.2.2.3 La méthode de la somme pondérée

La méthode de la somme pondérée constitue certainement l'une des méthodes d'agrégation les plus simples et les plus utilisées tous domaines confondus (Roy & Bouyssou 1993 : 53 ; Janssen & Munda 1999 : 841 ; Dodgson et al. 2009 : 25). Dans le domaine de la gestion environnementale, la méthode de la somme pondérée a été utilisée par exemple par Stirling & Mayer (1999), Mendoza & Prabhu (2000) ou Kenyon (2007)

Dans cette méthode, les performances obtenues par chaque option pour chacun des critères d'évaluation retenus sont toutes additionnées puis intégrées dans une note globale de performance. Pour cela, il est proposé le plus souvent de normaliser tout d'abord les performances obtenues, de les multiplier ensuite par leur poids respectif, puis d'additionner enfin toutes ces valeurs pondérées. D'un point de vue mathématique, cette opération revient à utiliser l'équation suivante :

$$I_j = \sum_{i=1}^{n} w_i \cdot p_{ij}$$

où I_j exprime la valeur globale associée à l'option j ; w_i correspond à la pondération attribuée au critère i ; et p_{ij} indique l'évaluation normalisée de l'option j selon le critère i ; avec $\sum_{i=1}^{N} w_i = 1$; $0 \leq w_i \leq 1$; et $i = 1,2,\ldots,n$.

Grâce à la méthode de la somme pondérée, toutes les options considérées peuvent être classées les unes par rapport aux autres. La « meilleure » option est celle ayant la note globale la plus élevée.

L'avantage principal de cette méthode est sa simplicité. Il s'agit en effet d'une procédure compréhensible et très intuitive d'un point de vue technique. Elle limite ainsi l'opacité de l'évaluation et multiplie les chances de voir le décideur et/ou les acteurs sociaux s'approprier la structure et participer activement dans le processus d'évaluation. La méthode a aussi des inconvénients (Munda & Nardo 2003). Elle implique notamment une compensabilité totale entre les critères d'évaluation : en effet, une très mauvaise performance pour l'un des critères peut être compensée par une très bonne performance obtenue selon un autre critère (précisons cependant que des limites à cette compensabilité totale peuvent être introduites, par exemple, à travers des vétos). La somme pondérée exige par ailleurs que les critères d'évaluation soient « préférentiellement indépendants » (autrement dit, la préférence globale entre deux alternatives ne doit pas dépendre de la performance des critères ne les départageant pas)[10].

[9] Les méthodes basées sur la théorie de l'Utilité (et plus concrètement, les méthodes mobilisant la Théorie de l'Utilité Multi-Attribut (ou *Multi-Attribute Utility Theory*, *MAUT*, en anglais) seront présentées en tant que IAV hybride, comme des analyses à la fois monocritère et multicritère **(sous-section 7.3.2)**.

[10] D'un point de vue pratique, il est possible de tester l'indépendance préférentielle des critères d'évaluation en vérifiant pour chaque critère si les évaluations de performance peuvent être attribuées sans avoir connaissance des évaluations de performance attribuées aux autres critères (Dodgson et al. 2009 : 36).

7.2.2.4 Les méthodes de surclassement (outranking methods)

Les méthodes de surclassement proposent une procédure d'agrégation basée sur des comparaisons deux à deux des options évaluées, et ce, pour chaque critère d'évaluation. La logique est donc la même que celle d'un tournoi de football où chaque équipe doit jouer contre toutes les autres équipes participant au tournoi en question et où le classement final des équipes dépend aussi bien des résultats des confrontations directes que des résultats des confrontations entre les autres équipes.

Ces méthodes d'agrégation sont développées dans les années 1970 par Bernard Roy (créateur notamment des méthodes ELECTRE). Elles cherchent à dépasser les limites inhérentes aux analyses monocritère (compensabilité totale entre critères, non prise en compte des données qualitatives, etc.), à l'époque très majoritairement préférées dans la prise de décisions privées et publiques. Depuis, une multitude de méthodes de surclassement ont vu le jour : PROMETHEE, MELCHIOR, NAIADE, etc.

Ces méthodes sont généralement structurées en deux étapes : (i) la transformation des évaluations de performance en une relation de surclassement ; (ii) l'analyse de cette relation. Les procédures mathématiques peuvent être très compliquées. Nous ne présentons ici que des éléments basiques majoritairement tirés de la méthode ELECTRE 1 (celle-ci a inspiré bon nombre des méthodes postérieures).

De façon générale, une action *a* surclasse une autre option *b* (en langage formel on écrit a**S**b) lorsque deux conditions sont respectées (Roy & Vincke 1981 : 210) :

(i) *a* est au moins aussi bonne que *b* selon une majorité de critères (compte tenu de leur importance respective) ;

(ii) lorsque la relation a**S**b n'est pas respectée, l'écart entre les performances de *a* et *b* n'est pas « trop » important.

Ces deux conditions sont appelées respectivement : « condition de concordance » et « condition de non discordance ». Pour vérifier la première de ces deux conditions, un indicateur de concordance c(a,b) est généralement calculé. Dans ELECTRE I, cet indicateur est caractérisé par la formule suivante :

$$c(a,b) = \frac{\sum_{i\in(aSb)} w_i}{\sum_{i=1}^{n} w_i}$$

où le numérateur $\sum_{i\in(aSb)} w_i$ correspond à l'addition des poids attribués aux critères pour lesquels la relation a**S**b est respectée, et le dénominateur $\sum_{i=1}^{n} w_i$ correspond à l'addition de tous les poids.

Cet indicateur de concordance a logiquement une valeur comprise entre 0 et 1. Cette valeur augmente par ailleurs lorsque augmente aussi la valeur de C_{ab} , c'est-à-dire, lorsque augmente l'ensemble de critères pour lesquels a**S**b (les poids ne pouvant pas être négatifs). Bien évidemment, lorsque l'option *a* « domine » l'option *b* (autrement dit, lorsque les performances de *a* sont systématiquement meilleures que celles de *b*), l'indicateur de concordance est égal à 1.

Un seuil minimal « de concordance » *p* est ensuite établi pour c(a,b). L'option *a* ne surclasse alors l'option *b* que si :

$$c(a,b) \geq p$$

Le plus souvent, ce seuil de concordance est égal à 0,5 (on parle souvent de principe de « majorité »). L'option *a* surclasse donc l'option *b* dans la mesure où c(a,b) > 0,5, autrement dit, dans la mesure où au moins la moitié des poids attribués est affectée aux critères pour lesquels la performance de l'option *a* est supérieure à celle de l'option *b*.

La deuxième condition (« de discordance ») vérifie que l'option *a* ne soit trop mal évaluée selon les critères pour lesquels elle n'est pas plus performante que l'option *b*. Il s'agit là de limiter la compensabilité entre les critères d'évaluation. Pour cela, un deuxième indicateur est calculé :

$$d(a,b) = \begin{cases} 0 \text{ lorsque } D_{ab} = \emptyset \\ \frac{1}{\delta} max_{i \in D_{ab}} |g_i(b) - g_i(a)| \text{ lorsque } D_{ab} > 0 \end{cases}$$

où D_{ab} est l'ensemble de critères pour lesquels la performance de a est moins bonne que celle de b ; $g_i(a)$ et $g_i(b)$ expriment respectivement la performance de l'option *a* et de l'option *b* selon le critère *i* ; et δ est la différence maximale de performance pour ce critère.

Ici aussi, un seuil maximal est établi dans le but de limiter des cas extrêmes de compensabilité et d'assurer la possibilité d'introduire des vétos (principe du « respect des minorités ») :

$$g_i(a) - g_i(b) \leq v_i$$

La considération simultanée des seuils de concordance et de discordance peut conduire à des situations où deux options sont jugées incomparables. Il s'agit là d'une particularité importante des méthodes de surclassement.

Il est important de préciser par rapport au problème de la compensabilité, que les méthodes de surclassement n'utilisent pas les pondérations comme des taux de substitution (comme cela est le cas dans la somme pondérée ou dans la MAUT), mais plutôt comme des coefficients d'importance. Dans cette logique, les poids indiquent l'importance relative d'un critère par rapport aux autres, un peu comme s'ils exprimaient un nombre de votants pour chaque critère. La condition de concordance peut donc se traduire par le fait de recueillir « assez de votants en faveur de », et ce, quel que soit l'écart de préférence (rappelons que l'intensité des préférences est complètement absente dans la condition de concordance).

Parmi les principaux avantages de ces méthodes, nous pouvons souligner : (i) le fait de ne pas impliquer une compensabilité totale entre les critères d'évaluation ; et (ii) la possibilité de considérer deux options comme étant incomparables. Les inconvénients majeurs des méthodes de surclassement sont : (i) leur arbitrariété dans la définition des relations de surclassement et dans la détermination des seuils de concordance et de discordance ; et (ii) la complexité des algorithmes sur lesquelles elles se basent.

7.2.2.5 Le Procédé d'Analyse Hiérarchique (Analytical Hierachy Process, AHP)

Le procédé d'analyse hiérarchique (Analytical Hierachy Process, AHP), créé par Saaty (1980) combine une procédure d'agrégation linéaire avec des éléments caractéristiques des méthodes de surclassement (notamment les comparaisons deux à deux).

L'AHP doit son nom à la façon dont elle propose de structurer l'évaluation (en 4 niveaux différents : les objectifs, les critères, les sous-critères et les alternatives). L'idée à travers cette hiérarchisation est de découper le problème évalué en plusieurs sous-ensembles pour que le décideur puisse ainsi se focaliser sur des problèmes de décision moins vastes et moins complexes.

L'AHP est basé sur quatre hypothèses principales : (i) le décideur est supposé être capable de comparer tous les binômes envisageables d'alternatives et de critères, et ce, sur la base d'échelles linguistiques (celles-ci doivent par ailleurs pouvoir être codifiées par l'analyste en échelles numériques d'intensité et permettre le calcul de pondérations et l'évaluation de performance des alternatives ; (ii) le décideur ne considère jamais une alternative comme étant infiniment meilleure qu'une autre (ni un critère comme étant infiniment plus important qu'un autre) ; (iii) le problème évalué peut être représenté sous la forme d'une structure hiérarchique ; (iv) tous les critères et toutes les alternatives trouvent leur place dans la hiérarchie proposée.

Le cœur de l'AHP est sans aucun doute la conversion des variables linguistiques en un ensemble de poids et de jugements de performance. Dans le modèle initial proposé par Saaty (1980), le décideur compare deux à deux les critères d'évaluation et évalue linguistiquement leur importance relative. Les réponses sont ensuite codifiées à travers une échelle numérique allant de 1 à 9 (tableau 7.2)[11] :

Tableau 7.2 : Exemple générique de numérisation des valeurs linguistiques exprimées par le décideur dans le cadre de l'AHP

Dans quelle mesure le critère *a* est plus important que le critère *b* ?	Mesure numérique associée
« l'un est aussi important que l'autre »	1
« *a* est un peu plus important »	3
« *a* est plus important »	5
« *a* est beaucoup plus important »	7
« *a* est extrêmement plus important »	9

Source : auteur

Le décideur est supposé être consistant. Cela se traduit par des comparaisons symétriques entre critères. Autrement dit, si le décideur estime que le critère *b* est « beaucoup plus important » que le critère *a*, alors la mesure numérique associée à *b* est de 7 par rapport au critère *a* et la mesure numérique associée au critère *a* est de 1/7 par rapport à *b*.

En supposant l'existence de *n* critères d'évaluation, il suffit de $\frac{n(n-1)}{2}$ comparaisons pour obtenir l'ensemble des rapports d'importance entre tous les critères (bien évidemment, les critères sont censés avoir une importance identique par rapport à eux-mêmes, leur importance relative est donc égale à 1). Les résultats de ces comparaisons sont le plus souvent représentés sous forme matricielle. Le tableau 7.3 (voir ci-dessous) propose un exemple avec 3 critères d'évaluation (*a*, *b* et *c*) :

[11] Les valeurs paires sont admises et interprétées comme des valeurs intermédiaires.

Tableau 7.3 : Matrice de comparaison (exemple numérique avec trois critères)

	Critère a	Critère b	Critère c
Critère a	1	4	1/2
Critère b	1/4	1	1/5
Critère c	2	5	1

Source : auteur

L'étape suivante consiste à identifier les poids pour chacun des critères d'évaluation considérés et reflétant le mieux les informations contenues dans ce genre de matrice. Pour cela, trois calculs successifs sont nécessaires : (i) il faut tout d'abord additionner colonne par colonne les éléments de la matrice de comparaison ; (ii) il faut ensuite normaliser la matrice (chaque entrée est divisée par le total de sa colonne) ; (iii) enfin, il faut calculer la moyenne pour chaque ligne (voir tableau 7.4). Dans les faits, tous ces calculs sont réalisés par un logiciel (l'EXPERT CHOICE étant le plus connu).

Tableau 7.4 : illustration du calcul des poids dans la méthode AHP

	Critère a	Critère b	Critère c	Importances relatives normalisées			
				Critère a	Critère b	Critère c	Moyenne
Critère a	1	4	1/2	0,31	0,4	0,29	w_a = 0,33
Critère b	1/4	1	1/5	0,08	0,1	0,12	w_b= 0,1
Critère c	2	5	1	0,61	0,5	0,59	w_c = 0,57
Total :	3,25	10	1,7	1	1	1	1

Source : auteur

En règle générale, et tel que nous l'avons dit, l'AHP propose de structurer le problème en plusieurs hiérarchies. Visuellement, cela se traduit par un « arbre hiérarchique » (*value tree*) et implique des comparaisons deux à deux intra-segment, puis des comparaisons intersection à des niveaux supérieurs de la hiérarchie. Un procédé similaire est employé pour évaluer la performance des options selon les différents critères d'évaluation. En supposant l'existence de *m* alternatives et de *n* critères, le procédé implique donc *n* x *m* matrices de comparaisons. Une fois calculés les poids des critères et la performance des options critère par critère, la méthode AHP utilise un modèle d'agrégation linéaire pour calculer la performance globale de chacune des options évaluées.

L'AHP fait l'objet de nombreuses et diverses critiques. Il est souvent remarqué que l'échelle numérique de 1 à 9 peut être inconsistante au niveau interne (le critère *a* peut avoir une importance relative de 3 par rapport au critère *b*, celui-ci peut avoir une importance relative de 5 par rapport à *c*, mais *a* ne peut pas avoir une importance 15 fois supérieure à *c*). Un bon nombre d'auteurs souligne par ailleurs que les liens établis entre les variables linguistiques et les valeurs numériques n'ont aucun fondement théorique. L'AHP présente enfin le problème du renversement des préférences (l'introduction de nouvelles options peut altérer les classements relatifs des options déjà existantes).

Bref, comme on peut le constater, toutes les méthodes d'agrégation présentent des avantages et des inconvénients. Aucune ne peut être considérée plus convenable que les autres selon tous les critères évoqués précédemment (simplicité, non compensabilité, etc.). Affirmer qu'il existe une méthode idéale et applicable universellement revient à tomber dans le même piège que l'ACA ou le C+NVC (Martínez-Alier & Roca [2000] 2001 : 273). Tout ce à quoi peuvent donc aspirer les AMC c'est être le plus transparentes possible et globalement cohérentes avec leurs objectifs initiaux.

7.2.3 Les approches participatives

La particularité des approches participatives par rapport au C+NVC (section 1.2) ou aux AMC (sous-section 7.2.2) est de ne pas reposer sur une logique algorithmique, mais plutôt sur la force des arguments et l'interaction communicative (tout au moins dans le cas des institutions délibératives).

7.2.3.1 Justifications

L'inclusion d'acteurs ou de citoyens dans un processus de prise de décision est généralement justifiée par trois types d'arguments Fiorino (1990 : 227)[12] :

(i) un argument *substantif*, selon lequel le jugement des non-experts ou des « profanes » est aussi pertinent (voire plus) que celui des experts. Les processus d'évaluation environnementale mobilisent en effet divers type des connaissances (plus ou moins formellement incorporées dans la prise de décision) parmi lesquelles on peut distinguer notamment les connaissances « *scientifiques* » (cristallisées le plus souvent en des raisonnements techniques et numériques débouchant sur des prédictions, des calculs de probabilités ou des estimations d'impact) et les connaissances « *idiosyncratiques* » (basées sur l'expérience des acteurs locaux et de leur usage plus ou moins quotidien du système socio-écologique évalué) (Wittmer et al. 2006 : 4). De nombreux auteurs démontrent l'importance de ces dernières dans la qualité globale des processus de prise de décision, que ce soit dans le domaine des risques ou de la gestion des systèmes socio-écologiques (Wynne 1992 ; Funtowicz & Ravetz 1993 ; Beierle & Cayford 20002 ; Rowe et al. 2004 ; List 2006 ; etc.).

(ii) un argument *normatif*, selon lequel le caractère technocratique de certaines décisions est incompatible avec les idéaux démocratiques. Cet argument est avancé entre autres par Arnstein (1969), selon qui la participation est « meilleure » lorsqu'elle garantit aux citoyens le pouvoir d'influencer les décisions qui leur incombent directement.

(iii) enfin, un argument *instrumental*, selon lequel la participation de non-experts rend la prise de décision plus légitime et peut conduire à de meilleurs résultats. Précisons à ce sujet que la participation ne garantit en soi ni une gestion plus efficace économiquement (Viscusi 1998), ni une meilleure qualité de l'environnement (Coglianese 1999). Cela étant dit, lorsque certaines conditions sont respectées (transparence, équité, diversité de points de vue, clarté dans les rôles de chacun, etc.), l'inclusion de citoyens et/ou d'acteurs dans les processus de prise de décision peut avoir un impact positif notoire sur l'incidence réelle des politiques ou des programmes environnementaux concernés (en effet, sans le soutien des citoyens et/ou des acteurs concernés, ces politiques ou ces programmes ont peu de chances d'avoir un impact significatif sur le milieu en question).

[12] Selon van den Hove (2000), trois types d'effets peuvent être attendus d'un processus participatif : (i) des *effets substantifs* (les processus participatifs peuvent vraisemblablement avoir des effets sur la qualité des résultats de la décision) ; (ii) des *effets procéduraux* (la participation peut avoir une incidence positive sur la qualité du processus de prise de décision) ; (iii) *effets contextuels* (la participation a un impact positif sur le contexte social dans lequel s'inscrit l'évaluation).

7.2.3.2 Une multitude de procédures envisageables…

Dans les faits, les approches participatives peuvent se concrétiser en une multitude de procédures différentes et en plusieurs niveaux d'inclusion (voir encadré 7.1). Le choix de l'une ou l'autre de ces approches dépend (entre autres) des moyens logistiques et financiers disponibles, du contexte règlementaire, des objectifs de la démarche évaluative ou du niveau de conflits entre les acteurs.

Encadré 7.1 : Approches participatives communément appliquées dans la gestion environnementale

- **les conférences de consensus** : processus participatifs relativement larges réunissant des experts et des « profanes » autour de questions de sociétés assez fondamentales. Ces conférences débouchent le plus souvent sur des recommandations et un rapport écrits à l'attention des décideurs publics.

- **les focus groups** : processus participatifs réunissant des acteurs ou des citoyens autour d'un facilitateur ou modérateur pour débattre et s'exprimer sur un problème précis.

- **les forums de réflexion** : groupes de réflexion le plus souvent éloignés du processus de prise de décision et mobilisant plusieurs acteurs ou citoyens dans le but de débattre sur une problématique déterminée en adoptant une vision transversale et de le long terme.

- **la gestion concertée** : gestion participative souvent organisée autour d'un objet environnemental local ou d'une zone spécifique (une rivière, un bassin versant, une forêt, etc.) pour lequel est recherché un partenariat entre différents acteurs. Ceux-ci se retrouvent au sein d'un organe décisionnel collégial et élaborent, négocient et adoptent des mesures spécifiques de gestion.

- **les entretiens délibératifs** : interviews ouverts et approfondies, généralement semi-structurés, engageant des citoyens ou des acteurs et dans lesquels un dialogue est censé s'installer entre le questionneur et la personne interviewée pour prendre une forme « discursive ».

- **les jurys de citoyens** : assemblée temporaire composée d'un échantillon de la population désigné par tirage au sort ou choisi par une autre méthode aléatoire (démarchage dans la rue, etc.) et dont le but est de délibérer sur certaines décisions politiques. La délibération est censée déboucher sur des recommandations écrites qui seront utilisées pour éclairer ou informer la prise de décision.

- **la médiation** : approche participative rassemblant autour d'une tierce partie plusieurs acteurs en conflit par rapport à une problématique déterminée et dont le but est de trouver collectivement une solution négociée.

Source : van den Hove (2000)

7.2.3.3 Les conceptualisations possibles des approches participatives

Contrairement aux deux autres IAV présentées dans ce chapitre, les approches participatives suscitent des conceptualisations extrêmement hétérogènes et peuvent être expliquées à travers des philosophies et des positionnements épistémologiques sensiblement différents les uns des autres. Dans ce sens, Renn (2008 : 295-304) distingue jusqu'à six conceptions différentes des approches participatives : (i) la conception *fonctionnaliste*, (ii) la conception *néo-libérale*, (iii) la conception *délibérative*, (iv) la conception *anthropologique*, (v) la conception *émancipatrice* et (vi) la conception *post-moderne*.

D'un point de vue *fonctionnaliste*, tout d'abord, les approches participatives visent l'intégration dans le processus de prise de décision d'un maximum de connaissances pertinentes (quelle que soit leur forme, scientifique ou idiosyncratique) et de l'ensemble des perspectives et des valeurs concernées par la décision en question. Selon cette logique, la participation permet d'améliorer la qualité de la décision finale, en assurant notamment la représentation des différents types de connaissances et des valeurs en jeu.

D'un point de vue *néo-libéral*, l'intérêt premier des approches participatives est de permettre la détermination des préférences des individus lorsque celles-ci ne peuvent pas être définies à travers les outils communément mobilisés par la théorie économique. Dans ces cas de figure, les approches participatives prennent le plus souvent la forme de focus groups (voir sous-section 7.3.1 pour une illustration). Selon la logique néo-libérale, les approches participatives peuvent aussi viser l'identification de situations efficientes, que ce soit sous la forme d'accords *win-win* entre plusieurs acteurs, ou sous la forme de compensations versées par les acteurs gagnants aux acteurs perdants. Les approches participatives se concrétisent alors le plus souvent en processus de négociation entre plusieurs acteurs (ceux-ci étant mobilisés par la volonté de maximiser leur bien-être individuel).

D'un point de vue *délibératif*, les approches participatives cherchent à créer, à travers le dialogue et la force des arguments, une compréhension commune du problème en question. Contrairement à la logique néo-libérale, les participants ne cherchent pas ici à maximiser leurs intérêts individuels, mais plutôt à atteindre collectivement un certain but commun. La participation ne se traduit donc pas en un processus de négociation, mais plutôt en une argumentation orientée vers le bien commun. Comme on peut le constater, cette conception repose largement sur l'*éthique discursive* d'Habermas ([1991] 1992).

Selon la conception *anthropologique* des approches participatives, le sens commun est le meilleur juge pour réconcilier divers types de connaissances et diverses valeurs en jeu. Selon cette logique, les options politiques doivent être jugées dans l'arène sociale selon leurs conséquences probables. Le plus souvent, cette conception se concrétise par des jurys de citoyens censés représentés les valeurs et les inquiétudes de la population.

D'un point de vue *émancipateur*, les approches participatives cherchent avant tout à garantir aux groupes sociaux les moins puissants le droit d'être entendus dans le processus de prise de décision et la possibilité de devenir plus actifs politiquement. Cette conception repose sur une perspective sociale néomarxiste selon laquelle la participation constitue un catalyseur pour le changement des structures de pouvoir dans les sociétés capitalistes[13].

Enfin, d'un point de vue *post-moderne*, les approches participatives ont l'objectif d'éclairer le processus de prise de décision en illustrant la diversité de revendications factuelles, la pluralité d'opinions et la multiplicité de valeurs. Selon cette logique, la participation ne vise pas tant la résolution des conflits, que la pression qu'ils peuvent générer. Les approches participatives fournissent une plateforme où tous les groupes sociaux, mêmes les plus minoritaires, peuvent faire part de leurs revendications. Elles permettent de restructurer le contexte décisionnel, d'informer les décideurs des craintes et des expectatives des citoyens ou des acteurs, et plus globalement, d'augmenter la légitimité du processus de décision.

[13] Voir entre autres : Forester & Stitzel (1989) ou Fung & Wright (2001), tous cités dans Renn (2008 : 300).

Ces différentes conceptions soulignent à quel point la mise en place d'une IAV participative peut être délicate. En effet, au moment de déterminer par exemple qui peut participer au processus en question, les tenants de la conception *néo-libérale* vont prioriser le principe de représentativité statistique de la population, tandis que ceux concevant le processus d'un point de *post-moderne* voudront, eux, assurer la plus grande diversité possible de valeurs, de connaissances et d'opinions. Au moment d'évaluer la qualité du processus implémenté, divers barèmes peuvent être également avancés. D'un point de vue *émancipatoire* par exemple, le processus sera jugé positivement que dans la mesure où les groupes les moins privilégiés ont eu une influence dans la prise de décision. D'un point de vue *fonctionnaliste*, au contraire, le processus ne sera valorisé que si la qualité des décisions est jugée meilleure que dans un processus technocratique mené en vase clos.

7.3 Les IAV « hybrides »

Comme cela se dégage de la figure 7.1, un minimum de trois IAV « hybrides » sont envisageables. Un premier cas de figure est celui des institutions appliquant un cadre d'évaluation monocritère (en l'occurrence monétaire) mais intégrant de façon plus ou moins importante une composante participative ou délibérative. L'Evaluation Monétaire Délibérative **(sous-section 7.3.1)** illustre ce premier cas de figure.

Un deuxième cas d'IAV « hybride » regroupe les Analyses MultiCritère (AMC) se basant sur la théorie de l'Utilité et appliquant de fait une logique de type monocritère. Cette association contre-intuitive d'IAV peut être illustrée à travers les méthodes MAUT *(Multi-Attribute Utility Theory)* **(sous-section 7.3.2)**.

Enfin, un troisième cas de figure est celui des APMC, combinant une analyse de type multicritère et des démarches participatives **(sous-section 7.3.3)**.

7.3.1 L'Evaluation Monétaire Délibérative (EMD)

La combinaison de méthodes d'évaluation monétaire (le plus souvent des Méthodes d'Evaluation Contingente, MEC) et de démarches délibératives (focus groups, jurys de citoyens, panels, etc.) donne lieu à une pluralité d'institutions « hybrides » se distinguant les unes des autres par la place plus ou moins importante attribuée à chacune des deux familles d'IAV associées (Spash 2008c : 482). En effet, si l'objectif de toutes ces évaluations est l'estimation d'une valeur monétaire vis-à-vis d'un système socio-écologique donné (ou de l'une de ses composantes), le rôle concret joué par la délibération dans le processus de monétarisation et l'importance finalement accordée à la valeur monétaire estimée peuvent varier significativement d'un cas à l'autre. De manière générale, il est possible de distinguer deux cas de figure principaux (Niemeyer & Spash 2001 : 576):

(i) des évaluations monétaires dans lesquelles les démarches délibératives sont perçues comme des méthodes accessoires intégrées dans la logique économique dans le but d'apporter des informations supplémentaires (Brouwer et al. 1999), de raffiner la démarche de monétarisation (sans pour autant la dénaturer), voire de la légitimer aux yeux du public (Spash 2007 : 697) ;

(ii) des évaluations au sein desquelles la délibération joue un rôle central dans le processus de valorisation, que ce soit à travers le façonnement dialectique du CAP déclaré a posteriori par les participants, ou à travers l'explicitation des significations, des raisons et des valeurs exprimées dans le débat (Brown et al. 1995 : 252 ; Jacobs 1997 : 223). Ce deuxième cas de figure correspond à l'Evaluation Monétaire Délibérative (EMD) (Niemeyer & Spash 2001 : 576).

Contrairement au premier cas de figure évoqué, l'EMD implique une sortie partielle du cadre théorique économique et l'abandon de certaines des hypothèses assumées par ce dernier (notamment l'existence de préférences ontologiques et individuelles). L'EMD accepte en effet la nature principalement sociale de ces dernières et propose un cadre d'évaluation dans lequel il ne s'agit plus de dévoiler des préférences préexistantes, mais plutôt de construire collectivement et dialectiquement des préférences sociales (Sagoff 1998 : 227). Dans les faits, la délibération peut se traduire aussi bien par l'agrégation mathématique de CAP exprimés individuellement (après la discussion et l'échange d'arguments et perspectives ; voir par exemple : MacMillan et al. (2002)), que par la production d'un « CAP social », de préférence consensuel mais pouvant être issu également d'une votation (Wilson & Howarth 2002 : 437 ; James & Blamey 2004 : 230).

Si l'EMD permet le dépassement de certaines des critiques ici formulées à l'encontre de l'Economie du feu, elle ne fournit pas cependant de réponse satisfaisante à beaucoup d'autres objections théoriques, éthiques et méthodologiques. Dans ce sens, on peut souligner par exemple le fait que l'EMD ne conçoive la délibération que de façon instrumentale et dans le but très concret de produire une valeur monétaire. D'ailleurs, dans bon nombre d'EMD, l'équipe scientifique *« force »* les participants à délibérer en adoptant exclusivement le rôle de consommateurs et selon une éthique purement utilitariste (Spash 2007c). L'EMD présente par ailleurs des problèmes de cohérence interne découlant notamment de l'association de rationalités pas forcément conciliables au sein d'un même cadre évaluatif (Vatn 2005 ; Aldred 2006 ; Stagl 2007 ; etc.).

7.3.2 La Théorie de l'Utilité Multi-Attribut (Multi-Attribute Utility Theory, MAUT)

Contrairement aux méthodes de surclassement qui comparent d'abord les performances des options (critère par critère), puis les agrègent ensuite, la MAUT opte pour agréger d'abord ces performances et comparer ensuite les options (de la même façon que propose de faire la méthode de la somme pondérée). La MAUT est souvent présentée comme l'école « américaine » des AMC (Lootsma 1990 : 264) et s'inspire largement du travail de Keeney & Raiffa (1976). Elle repose sur une hypothèse centrale : le décideur cherche à maximiser l'utilité qu'il retire du choix d'une option (au détriment des autres). La MAUT se base donc sur la théorie de l'utilité, de la même façon que le fait le cadre d'analyse économique.

Plus concrètement, la MAUT cherche à mesurer l'utilité espérée totale de chacune des options évaluées pour ensuite comparer ces différents niveaux d'utilité et identifier l'option ayant le niveau le plus élevé (tous critères confondus). Pour déterminer l'utilité globale d'une action, une fonction d'utilité spécifique est construite (les performances obtenues pour chaque critère d'évaluation sont donc toutes transformées en unités d'utilité). De fait, dans la MAUT, les critères sont tous assimilés les uns aux autres et un seul critère global est considéré dans l'évaluation. La MAUT se situe donc à cheval entre les analyses monocritère et les AMC étudiées dans cette section (comme le remarquent

Lahdelma et al. (2000 : 601), il n'y a aucune raison pour affirmer que l'ACA -ou le modèle C+NVC présenté dans le chapitre 1- sont « plus » monocritère que la MAUT).

Par ailleurs, dans le cadre de la MAUT, l'utilité espérée totale calculée pour chacune des options évaluées, permet de comparer directement toutes ces options les unes avec les autres et de les classer selon des structures de préférences univoques. Autrement dit, on peut toujours affirmer que l'une est préférée à l'autre, ou que l'une est indifférente par rapport à l'autre. La MAUT élimine donc élimine toute ambiguïté, y compris l'incomparabilité (c'est-à-dire la possibilité d'être dans une situation où l'on ne peut pas ou l'on ne veut pas, par manque d'information par exemple, comparer deux options) (Martel & Rousseau 1993 : 12).

D'un point de vue méthdologique, la MAUT consiste en trois étapes principales : (i) l'identification d'un ensemble d'options a_j *(j=1,2,…,n)* et de critères d'évaluation estimés pertinents : g_i *(i=1,2,…,m)* ; (ii) le calcul de l'utilité u_{ij} que le décideur associe à la performance de chaque option a_j selon chaque critère g_i ; et (iii) le calcul de l'utilité globale U_j associée à chaque option a_j. Ce calcul peut être fait soit à travers un forme additive générique, soit par le biais d'une somme pondérée :

$$U_j = u_{1j}[g_1(a_j)] + u_{2j}[g_2(a_j)] + \ldots + u_{mj}[g_m(a_j)] = \sum_{i=1}^{m} u_i\left[g_i(a_j)\right] \text{ (pour la forme générique) ;}$$

$$U_j = w_1 \cdot p_{1j} + w_2 \cdot p_{2j} + \ldots + w_n \cdot p_{nj} = \sum_{i=1}^{n} w_i \cdot p_{ij} \text{ (pour la somme pondérée).}$$

L'incertitude par rapport aux performances de chaque option est « intégrée » dans l'évaluation à travers un processus de transformation en termes de probabilités et l'utilisation de distributions stochastiques (le plus souvent analysées numériquement par le biais de simulations Monte Carlo).

Etant donné que la MAUT se base sur la théorie de l'Utilité et sur une rationalité principalement substantive et instrumentale, on peut lui adresser les mêmes critiques que nous avons formulées à ce sujet à l'égard de la théorie économique standard et de l'Economie du feu.

7.3.3 Les Approches Participatives MultiCritère (APMC)

Comme nous l'avons déjà indiqué, l'intégration d'éléments participatifs dans les AMC cherche avant tout à dépasser la nature technocratique de ces analyses (traditionnellement conçues pour être appliquées par un analyste à la demande d'un décideur), à accroître leur transparence et à y intégrer une dimension socio-politique traditionnellement ignorée (en effet, jusqu'aux années 1990, les développements des AMC répondaient à une vision exclusivement instrumentale et ne se focalisaient que sur le perfectionnement mathématique des formalisations déjà existantes ou sur la création de nouveaux algorithmes (Banville et al. 1998 : 15 ; De Marchi et al. 2000 : 269 ; etc.). De leur côté, les approches participatives peuvent trouver dans les AMC une structuration descriptive particulièrement pertinente vis-à-vis des problèmes multidimensionnels (à travers le croisement des options et de plusieurs critères d'évaluation), et/ou des algorithmes pouvant déboucher sur des solutions plus ou moins consensuelles.

Dans les faits, la combinaison de ces deux IAV se concrétise en une multitude d'approches évaluatives plus ou moins proches les unes des autres. Dans la **section 7.4** nous présentons en détail quatre APMC différentes et nous proposons leur comparaison selon plusieurs critères.

7.4 Présentation et analyse de quatre APMC

7.4.0 Mise en contexte

Dans cette section 7.4, nous présentons et comparons quatre APMC régulièrement appliquées dans le domaine des risques (principalement socio-technologiques) et dans la gestion des systèmes socio-écologiques. Ces quatre approches sont :

- l'Evaluation Sociale MultiCritère (ou, en anglais, « *Social Multi-Criteria Evaluation* », SMCE), créée par Giuseppe Munda **(sous-section 7.4.1)** ;

- la Cartographie MultiCritère (ou, en anglais, « *Multi-Criteria Mapping* », MCM), créée par Andy Stirling **(sous-section 7.4.2)** ;

- le Modèle Participatif en Trois Etapes (ou, en anglais, « Three-*Stage Participation Model*, 3-SPM), créé par Ortwin Renn et Thomas Webler **(sous-section 7.4.3)** ;

- l'approche *INTÉGRAAL* et sa « *Matrice de Délibération* », conçues et formalisées par Martin O'Connor **(sous-section 7.4.4)**.

Il est important de préciser que cette liste n'a en aucun cas une vocation exhaustive. De bien d'autres approches semblables (et plus ou moins répliquées) sont proposées dans les domaines évoqués plus haut (Banville 1998 ; Proctor & Dreschler 2006 ; Kenyon 2007 ; etc.). La littérature scientifique propose d'ailleurs plusieurs analyses comparatives semblables à celle présentée dans ce travail de recherche et considérant des outils plus ou moins proches de ceux que nous avons retenus (voir : De Montis et al. (2000) ; Omann (2004) ; Stagl (2007) ; etc.).

Le choix des quatre APMC ici présentées se base sur des critères : (i) géographique (les quatre approches ayant été créées par des chercheurs basés en Europe occidentale) ; (ii) thématique (il s'agit dans tous les cas d'approches répandues et reconnues dans les domaines de la gestion des risques et de l'Economie Ecologique ; et (iii) méthodologique (les quatre approches traitent explicitement l'incertitude, la complexité et l'incommensurabilité de valeurs).

La présentation des quatre APMC et leur analyse comparative sont basées sur :

(i) l'étude de la littérature (nous considérons bien évidemment les articles et les rapports rédigés par les créateurs des approches, mais aussi les applications postérieures réalisées par d'autres chercheurs ou par d'autres institutions[14]) ;

(ii) des entretiens individuels semi-structurés avec les créateurs des approches analysées[15]. Des extraits de ces entretiens viennent illustrer notre présentation et complètent les informations obtenues à travers l'étude bibliographique.

[14] Les quatre APMC ici étudiées sont toutes très flexibles et admettent des applications sensiblement différentes les unes des autres (en fonction des particularités des projets, des thématiques analysées et des contraintes liées au travail de terrain). Quelque part, il n'est pas faux d'affirmer qu'il existe autant d'approches que d'applications réalisées. Notre analyse comparative sera donc largement basée sur les processus « idéaux » ou « théoriques » imaginés par le créateur de chaque approche.

[15] Les entretiens sont réalisés entre Juin 2009 et Mars 2010 dans le cadre d'un article de recherche non publié : MERINO-SAUM, A., SCOLOBIG, A., WALTER, M. & GASPARATOS, A. (2011) : « Coping with complexity in

Comme nous pourrons le constater dans les sous-sections suivantes, même si les créateurs des quatre APMC sont relativement proches scientifiquement et bien qu'ils aient participé en commun à plusieurs projets de recherche, leurs approches concrétisent des téléologies et des positionnements épistémologiques sensiblement différents.

La visée de notre analyse comparative n'est bien évidemment pas de déterminer de façon générale quelle APMC est « meilleure » que les autres (ce qui n'aurait d'ailleurs aucun sens…), mais plutôt d'identifier les caractéristiques et les objectifs de chacune d'elles afin de :

(i) mieux discerner l'approche la plus adéquate pour l'exploration collective de nos scénarios de vie avec le feu (si l'on regarde de près la littérature scientifique existante, on constatera que les APMC sont utilisées pour évaluer aussi bien des « options techniques » ou « des options de gestion » concrètes et directement applicables, que de *vrais* scénarios ; il s'agit pourtant d'exercices fondamentalement différents appelant des approches particulières ou, en tout cas, demandant des caractéristiques singulières).

(ii) découvrir d'éventuelles synergies pouvant découler sur une application mixte de deux ou plusieurs approches, ce qui devient d'ailleurs de plus en plus commun dans la littérature. Notons dans ce sens que chacune des quatre APMC ici considérées mobilise des outils particuliers et se focalise sur certains aspects de l'évaluation (complexité, incommensurabilité, incertitude, ambiguïtés, etc.). L'application combinée de ces APMC peut donc s'avérer pertinente pour l'appréhension simultanée de plusieurs de ces éléments clés des systèmes socio-écologiques et des conflits liés à leur gestion (l'association des approches ne doit pas impliquer cependant des problèmes de cohérence globale).

Dans un souci de clarté, les quatre approches sont présentées à travers une structure commune composée de trois éléments principaux : (i) une présentation générale ; (ii) une analyse détaillée du processus « idéal » imaginé par le créateur de l'approche ; et (iii) un bilan succinct soulignant les principaux avantages et inconvénients de l'approche.

La section se termine par l'identification des principales leçons tirées à travers cette analyse comparative (identification de critères de discrimination ou de choix) et leur application à notre travail de recherche **(sous-section 7.4.5)**.

Participatory Multi-Criteria Approaches (PMCA) : A Comparative Analysis ». Les entretiens sont réalisés en anglais, enregistrés puis retranscrits intégralement. Ils ont été traduits par la suite au français par l'auteur.

7.4.1 La « Social Multi-Criteria Evaluation » (SMCE)

7.4.1.0 Présentation

L'Evaluation Sociale MultiCritère (ou en anglais, *Social Multi-Criteria Evaluation* ; SMCE), créée et développée par Giuseppe Munda, constitue l'une des APMC les plus connues dans le domaine de la gestion des systèmes socio-écologiques et plus concrètement, dans le courant de l'Economie Ecologique. Sa formulation théorique et ses applications se concrétisent en un nombre considérable de publications dans diverses revues scientifiques internationales.

Même si la première formulation théorique de l'approche et sa dénomination datent de 2004 (Munda 2004a), la SMCE reprend en grande partie les caractéristiques de l'exercice mené par De Marchi et al. (2000) à la fin des années 1990 dans le cadre du projet européen VALSE[16]. Cette évaluation, portant sur les conflits autour de la gestion de l'eau dans la ville de Troïna (Sicile, Italie) est d'ailleurs souvent présentée comme la première application de la SMCE (même si cela constitue en quelque sorte un anachronisme). Quoi qu'il en soit, et comme nous le rappelait le propre Munda lors de notre entretien, ce projet a une répercussion importante dans la genèse de la SMCE :

> « La critique que j'ai toujours reçue des économistes qui travaillent sur des Analyses Coûts-Avantages est qu'après tout, l'Analyse Multicritère est plus élitiste que leurs méthodes d'évaluation monétaire. L'idée que nous avions dans le projet VALSE avec Martin O'Connor, Silvio Funtowicz, Bruna De Marchi et bien d'autres était d'étudier les façons dont on pouvait intégrer des méthodes participatives dans ce cadre d'évaluation. Et c'est grâce à ce projet et à tout ce que j'ai pu apprendre des sociologues avec qui j'ai travaillé, que j'ai pu créer la SMCE et y intégrer des aspects aussi bien techniques que sociaux ».

Depuis, l'approche est appliquée à des problématiques socio-environnementales diverses comme par exemple la gestion des impacts atmosphériques (Corral Quintana 2001), les conflits autour d'un projet de fonderie d'aluminium (Gamboa 2006), l'installation d'un parc éolien (Gamboa & Munda 2007), l'électrification de zones rurales (Munda & Russi : 2008) ou la gestion intégrée d'un estuaire (Garmendia et al. 2010).

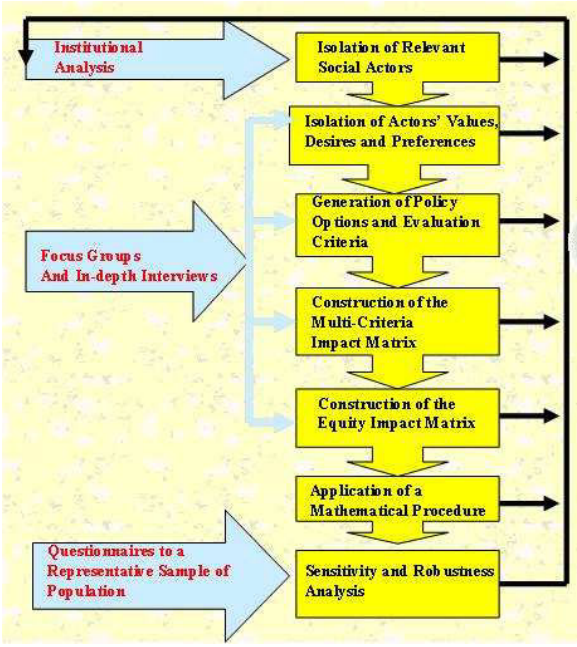
Idéalement, la SMCE est composée de sept étapes (voir figure 7.2 sur la page suivante) : (i) l'identification des acteurs sociaux ; (ii) l'explicitation des valeurs, des souhaits et des préférences de ces acteurs ; (iii) l'identification des options de gestion ou des scénarios et la définition des critères d'évaluation ; (iv) la construction d'une « matrice d'impact multicritère » ; (v) la construction d'une deuxième matrice dénommée « matrice d'impact sur l'équité » ; (vi) l'application de procédures mathématiques d'agrégation et de hiérarchisation des options évaluées ; (vii) l'analyse de sensibilité et de robustesse. Il s'agit là bien entendu d'un processus idéal. Dans les termes de Munda ;

> « (…) ce schéma correspond au processus idéal. Si l'on dispose de ressources, de temps et de suffisamment de collaborateurs, alors ce schéma est le processus d'évaluation parfait. Il inclut notamment des méthodes participatives dans plusieurs étapes du processus et un caractère itératif global. Cela dit, un aspect important de la SMCE est sa flexibilité. Il est important

[16] Projet Européen VALSE (VALuation for Sutainable Environments ; 1996-1998).

d'avoir un cadre suffisamment flexible pour pouvoir l'appliquer à différents problèmes tout en conservant la même philosophie ».

Figure 7.2 : Structuration idéale d'un processus d'évaluation à travers la SMCE



Source : Munda (2008 : 45)

7.4.1.1 L'identification des acteurs sociaux

L'identification des acteurs sociaux est le plus souvent réalisée à travers une « Analyse Institutionnelle ». Il s'agit là d'une étude simultanée des documents pertinents d'un point de vue administratif, législatif et historique. Ce genre d'analyse est perçu comme étant « *essentiel* » dans cette étape du processus d'évaluation (Munda 2006 : 93 ; Munda 2009 : 309 ; etc.).

L'identification des acteurs sociaux est souvent complétée par la réalisation d'entretiens individuels (De Marchi et al. 2000) ou par l'organisation d'une première réunion de groupe (Garmendia et al. 2010), voire même par l'observation d'autres processus participatifs en cours et plus ou moins proches à la problématique analysée (Paneque Salgado et al. 2009). La combinaison de plusieurs de ces méthodes de recherche sociologique peut permettre à l'équipe scientifique de revenir sur un premier repérage des acteurs pertinents et donc, de préciser ou de reformuler une première identification.

7.4.1.2 L'explicitation des valeurs, des souhaits et des préférences des acteurs

L'identification des valeurs, des souhaits et des préférences des acteurs sociaux découle généralement de l'analyse des entretiens réalisés sur le terrain au début du processus d'évaluation (en règle générale, une analyse de discours permet de repérer les craintes et les expectatives des acteurs). Il s'agit en quelque sorte de la version « brute » des critères d'évaluation, avant qu'ils ne soient traduits techniquement par l'équipe scientifique (voir Munda (2008 : 51) pour un exemple).

7.4.1.3 L'identification des options/scénarios et la définition des critères d'évaluation

La SMCE est très flexible quant à l'objet évalué : il peut s'agir aussi bien d' « *options de gestion* » que de « *scénarios* ». L'approche exige juste un nombre fini d'alternatives (problème discret) et une caractérisation définitive et commune au moment de l'évaluation (autrement dit, les alternatives et les critères d'évaluation doivent être les mêmes pour tous les participants). Les alternatives sont le plus souvent identifiées grâce aux informations obtenues à travers l'Analyse Institutionnelle et le travail de terrain (entretiens individuels, réunions de groupe, questionnaires anonymes, etc.).

Le rôle et l'influence de l'analyste dans l'identification des alternatives varient d'un cas à l'autre, mais il a le plus souvent une influence assez importante. Nous n'avons pas trouvé dans la littérature étudiée une application de l'approche des Scénarios Environnementaux comme celle qui est proposée dans ce travail de recherche (chapitres 4 à 6). En règle générale, les alternatives correspondent davantage à des options de gestion qu'à de vrais scénarios, même lorsque ce terme est employé pour les désigner (voir par exemple : Gamboa (2006)). Dans certains cas, l'identification des alternatives répond à une structuration prédéfinie. Ainsi, par exemple, Garmendia et al. (2010) cherchent explicitement à créer : (i) un scénario *business as usual* ; (ii) un scénario idéal ; (iii) un scénario catastrophe ; et (iv) un scénario de compromis[17].

En ce qui concerne les critères d'évaluation, ceux-ci sont perçus comme étant une « *traduction technique* » des besoins, des préférences et des souhaits exprimés par les acteurs (Gamboa & Munda 2007 : 1570). Les informations collectées à travers les entretiens individuels et les réunions de groupe doivent donc être utilisées comme une « *source d'inspiration* » au moment de la sélection des critères d'évaluation (Munda 2004a : 670). Dans le cadre de la SMCE, en effet, la formulation de ces critères constitue une étape « *technique* » au cours de laquelle des propriétés méthodologiques très précises doivent être respectées (non redondance, lisibilité, etc.). La définition des critères est donc une tâche qui correspond à l'analyste et non pas aux participants (Munda 2008 : 43).

Le créateur de l'approche ne nie pas pour autant la subjectivité inhérente à cette étape, qu'il considère « *particulièrement délicate* » (Munda 2009 : 316). De son point de vue, cependant, l'équipe scientifique ne doit pas intégrer directement et automatiquement les informations obtenues à travers les démarches participatives. Ce positionnement est justifié par les critiques traditionnellement adressées aux démarches participatives et plus concrètement aux réunions de groupe, à savoir : (i) les problèmes liés aux asymétries de pouvoir (dans ces réunions, les acteurs les plus puissants peuvent influencer considérablement le comportement des autres acteurs) ; (ii) la question de la légitimité (certains acteurs ne peuvent pas ou ne veulent participer à ces réunions) ; (iii) le problème de la représentativité (ces réunions ne constituent pas un échantillon représentatif de la population) (Munda 2004a : 671).

De façon générale, on constate chez Munda une méfiance assez importante vis-à-vis du rôle que peuvent jouer les approches participatives dans les procédures de prise de décision et des prérogatives attribuées aux acteurs sociaux dans les processus d'évaluation. Selon lui, « *la participation est une condition nécessaire, mais pas suffisante* » pour garantir la qualité du processus (Munda 2004a : 667). C'est d'ailleurs la raison pour laquelle il propose le concept de SMCE et non pas

[17] Dans cette évaluation, la formulation des alternatives est tout de même présentée aux participants lors d'une réunion de groupe et révisée à travers les *inputs* obtenus à cette occasion.

de PMCE (*Participatory Multi-Criteria Evaluation)* ». A ce sujet, Munda soulignait lors de notre entretien :

> « (…) Je ne crois pas trop aux démarches délibératives. Dans la SMCE, les méthodes participatives sont utilisées pour mieux comprendre la situation réelle à travers les acteurs, pas pour leur transférer la prise de décision ».

7.4.1.4 La construction d'une « matrice d'impact multicritère »

Une des particularités de la SMCE est la construction de deux matrices distinctes : d'un côté, la « *matrice d'impact multicritère* » (ou matrice d'impact « *technique* ») et d'un autre côté, la « *matrice d'équité* » (ou matrice d'impact « *social* ») (Munda 2009 : 309).

Dans la matrice d'impact technique, chaque alternative est évaluée, critère par critère, par l'équipe scientifique en charge du processus d'évaluation. Pour cela, l'équipe scientifique s'appuie sur les informations obtenues à travers le travail de terrain réalisé au préalable, sur des calculs ou des modèles divers et sur la consultation d'experts. L'évaluation mobilise des critères aussi bien économiques, que sociaux et environnementaux.

Dans la matrice d'impact social, les différentes alternatives sont évaluées acteur par acteur. Cette deuxième matrice est remplie soit directement par les participants à l'évaluation, soit par l'équipe scientifique (sur la base des informations obtenues à travers les démarches participatives mises en pratique). Alors que la matrice d'impact technique est censée révéler la « *performance* » de chaque alternative évaluée, la matrice d'impact social cherche, elle, à indiquer l'« *acceptabilité* » des différentes options envisagées.

Cette dichotomie caractéristique de la SMCE découle directement de la façon dont son créateur conçoit la complexité et l'incommensurabilité propres aux systèmes socio-écologiques. Dans ce sens, Munda (2004a : 663) considère un système comme étant complexe dans la mesure où il ne peut pas être décrit à travers une seule et unique perspective[18]. La complexité ainsi conçue est, selon lui, d'origine aussi bien « *ontologique* » (complexité ayant trait aux caractéristiques inhérentes aux systèmes socio-écologiques (non-linéarité, réflexivité, émergence, l'auto-organisation, etc.), qu'« *épistémologique* » (complexité ayant trait aux personnes qui observent et décrivent le système et véhiculant donc des valeurs et des modèles mentaux différents). Dans le cadre d'un processus d'évaluation, ces deux versants de la complexité se concrétiseraient en une double incommensurabilité : d'un côté, une « *incommensurabilité technique* » (relative donc à l'irréductible multiplicité d'observations) ; et d'un autre côté, une « *incommensurabilité sociale* » (relative à l'irréductible multiplicité d'observateurs). Tel que Munda nous le précisait lors de notre entretien :

> « Nous sommes donc face à une double incommensurabilité (technique et sociale), principalement parce que nous avons à faire à une double complexité (ontologique et épistémologique). Et une bonne façon de composer avec tout ça dans le monde réel est de construire et d'utiliser deux matrices différentes ».

[18] Il s'agit là d'une appréhension du concept de la complexité partagée entre autres par O'Connor et al. (1996 : 228), Funtowicz et al. (1999 : 6) ou Gallopín et al. (2001 : 245).

Il est intéressant de remarquer les terminologies employées par rapport à ces deux matrices : en effet, Munda n'associe le terme « multicritère » qu'à la matrice d'impact technique (la matrice d'impact social étant présentée, elle, comme une analyse de l'impact social ou de l'équité, mais pas vraiment comme une analyse multicritère). Cette distinction est présente également dans certaines applications de la SMCE : Paneque Salgado et al (2009 : 993) distinguent par exemple l'« *analyse multicritère* » (concrétisée en une matrice d'impact technique) et l'« *évaluation de l'équité* » (adoptant la forme d'une matrice d'impact social).

La figure 7.3 (voir ci-dessous) montre un exemple de matrice d'impact technique élaborée pour un projet d'installation de parc éolien en Catalogne (Espagne). Comme nous pouvons le constater, les valeurs sont exprimées en unités aussi bien monétaires (euros), que spatiales (hectares), chimiques (tonnes de CO_2) ou sonores (décibels).

Figure 7.3 : Exemple de « matrice d'impact multicritère »

Multi-criteria impact matrix

Criteria	Units	Dir.	CB-Pre	CB	ST	CBST	L	R	NP
Owners' income	€/year	5	48,000	33,000	99,000	132,000	78,000	72,000	—
Economic activity tax	€/year	5	~12,750	~15,470	~46,410	~61,880	~36,570	~33,750	—
Construction tax	€	5	~61,990	~55,730	~96,520	~152,250	~81,890	~67,650	—
Number of jobs		5	2	1	4	5	3	3	—
Visual impact	km^2	6	76.570	71.465	276.550	348.015	220.400	163.290	—
Forest lost	ha	6	8.4	8.1	6.6	14.7	3.9	2.6	—
Avoided CO_2 emissions	ton CO_2/year	5	4680	6010	19,740	25,750	14,740	13,760	—
Noise	dB(A)	6	14.64	23.86	18.6	23.84	20.88	14.66	—
Installed capacity	MW	5	13.6	16.5	49.5	66	39	36	—

Source : Gamboa & Munda (2007 : 1576)

Une particularité de la SMCE par rapport aux APMC que nous allons présenter par la suite est le fait de retenir une signification univoque pour chaque critère d'évaluation (en règle générale, on attribue un indicateur à chaque critère d'évaluation). Les indicateurs retenus pour l'évaluation sont donc toujours les mêmes et ne changent pas selon les évaluateurs. Sur ce point, Munda est particulièrement clair :

> « L'idée dans la SMCE est de créer un langage commun. Si l'on demande aux gens s'ils sont favorables ou pas à un projet, alors ces gens-là donnent des arguments qui sont ensuite transformés en critères d'évaluation. On peut construire différentes matrices pour différents acteurs, mais cela ne permet pas de créer une compréhension commune du problème. Moi je veux considérer les gens ensemble, je ne veux pas les séparer les uns des autres. La matrice sociale peut m'informer sur les conflits existant entre les différents acteurs, mais il faut qu'il existe un tableau commun ».

Dans les faits, l'élaboration de la matrice d'impact technique peut poser de nombreux problèmes. Ainsi, par exemple, « *faute de temps et de ressources* », De Marchi et al. (2000 : 274) construisent une matrice d'impact technique purement qualitative (à travers des variables linguistiques). Gamboa & Munda (2007 : 1570) soulignent, eux, que les *« impacts des différentes alternatives ne sont pas toujours prédictibles et qu'il existe de nombreuses incertitudes* ». Garmendia et al. (2010 : 12) affirment avoir ignoré dans leur évaluation « *plusieurs sources d'incertitude* » (notamment des chocs exogènes éventuels pouvant avoir un impact notoire sur le système). Paneque Salgado et al. (2009 : 999) soulignent quant à eux les difficultés rencontrées au moment de remplir leur matrice technique.

Ces auteurs précisent en effet que « *le manque de données numériques et d'informations exactes a découlé sur une matrice dont le seule critère quantitatif sont les coûts d'implémentation* ». Enfin, Munda & Russi (2007) optent, eux, pour ne pas construire de matrice d'impact technique du tout.

Précisons enfin que le fait que cette matrice soit construite principalement par l'équipe scientifique et/ou par les experts (et non pas par les participants) ne constitue pas, aux yeux de son créateur, une limite de son approche, au contraire :

> « La SMCE est un processus de traduction des aspects sociaux en termes techniques. En règle générale, cela n'a pas de sens de demander aux gens de noter différents impacts parce qu'ils ne connaissent pas les détails techniques ».

7.4.1.5 La construction d'une « matrice d'équité »

La « *matrice d'équité* » (ou matrice d'impact social) vise deux objectifs principaux : (i) l'analyse des antagonismes et des coalitions éventuelles entre les acteurs sociaux (cette analyse se concrétise le plus souvent en un « *dendrogramme de coalitions* ») ; (ii) la hiérarchisation des options évaluées pour chaque « *coalition d'acteurs* » identifiée.

Dans cette deuxième matrice, les jugements effectués sont de type linguistique (« extrêmement bien », « très bien », « bien », « moyen », « mal », « très mal », etc.). En règle générale, les acteurs participant à l'évaluation remplissent eux-mêmes la matrice. Dans certains cas cependant, l'analyste peut lui-même le faire en interprétant les informations obtenues au cours du processus d'évaluation (voir par exemple : Gamboa & Munda (2000 : 1578)). Une caractéristique importante de la SMCE par rapport aux autres approches que nous allons présenter est que les acteurs évaluent chaque option de façon globale et non pas critère par critère (voir figure 7.4). Ils sont donc censés intégrer dans cette note l'ensemble des différents critères d'évaluation retenus dans l'analyse.

Figure 7.4 : Exemple de « matrice d'impact social »

Social actors	A1	A2	A3	B1	B2	B3	B4	C1	C2	C3	C4
Bird watchers	Good	Good	Very good	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Bad	Moderate	Bad	More less bad
Fishers	Good	Good	Very good	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Very bad	Extremely bad	Extremely bad	Very bad	More Less bad
Surfers	Good	Good	Very good	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Very bad	Very bad	Very bad	Bad
Busturia Council	Very bad	Very bad	Perfect	Extremely bad	Very bad	Moderate	Good	Extremely bad	Bad	Good	Perfect
Murueta Council.	Extremely bad	Extremely bad	More less bad	More less good	Good	Very good	Perfect	Bad	Bad	Bad	Bad
Recreational boats	More less good	More less good	Good	Extremely bad	Extremely bad	Very bad	Perfect	Very bad	Extremely bad	Extremely bad	Perfect
Shipyard workers	Very bad	Very good	Very bad	More less good	More less good	Mora less good	Very good	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate
Head Coastal Management	Good	Very good	Perfect	Extremely bad	Very bad	Very bad	Very bad	Bad	Bad	Bad	Bad
Env. Ministry (Reserve Director)	More less bad	Good	Vary good	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Bad	Bad	Bad	Bad
Dune Recovery	Good	Good	Perfect	Extremely bad	Very bad	Very bad	Very bad	Bad	Bad	Moderate	Moderate
Environmental Guides	More less good	Very good	Perfect	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Bad	Very Bad	More less bad
Arteaga Council	Moderate	Moderate	Vary good	Extremely bad	Extremely bad	Very bad	Very bad	Bad	Moderate	Bad	Moderate
Ekologia Tailerra (NGO)	Bad	Very good	Perfect	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad
Shipyard Owners	Extremely bad	Moderate	Extremely bad	More less good	More less good	Good	Perfect	Bad	Bad	Bad	Bad
Head Harbors	Good	Good	Good	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Extremely bad	Moderate	Moderate	Moderate	Moderate

Source : Garmendia et al. (2010 : 398)

7.4.1.6 L'application de procédures mathématiques d'agrégation et de hiérarchisation des options évaluées

L'idée de base dans la SMCE est de simplifier au maximum les algorithmes sur lesquels se base l'évaluation multicritère (en limitant donc au possible le nombre de paramètres exogènes) et de les rendre compréhensibles (leur axiomatisation doit être claire et complète) (Munda 2006 : 93).

L'agrégation des jugements de performance et le classement des options sont réalisés à travers une méthode de sur-classement (*outranking method*) développée par Munda lui-même : la méthode NAIADE. Celle-ci se base sur :

(i) des comparaisons deux à deux entre les différentes options évaluées (en considérant des seuils d'indifférence[19] et de préférence[20]) ;

(ii) le calcul des index d'intensité des préférences (ces derniers expriment la mesure dans laquelle une option est jugée meilleure ou pire qu'une autre) ;

(iii) l'agrégation des index d'intensité des préférences ;

(iv) le calcul de deux index supplémentaires, l'un exprimant le degré dans lequel une option est meilleure que toutes les autres, l'autre indiquant la mesure dans laquelle la même option est pire que toutes les autres ;

(v) le classement des alternatives selon ces index.

En ce qui concerne les poids attribués aux différents critères d'évaluation, dans le cadre de la SMCE c'est l'analyste qui réalise ces pondérations. L'option de transférer cette tâche aux acteurs est jugée « *techniquement très compliquée* » (quelle méthode utiliser pour exprimer ces poids ? quel type d'indicateur synthétique retenir ? comment interpréter des pondérations moyennes ?), « *pragmatiquement indésirable* » (procéder de la sorte risque d'exacerber les conflits) et « *éthiquement inacceptable* » (pondérer les critères d'évaluation revient à attribuer des poids aux différentes catégories d'acteurs…) (Munda 2004a : 672). Le créateur de la SMCE est très clair par rapport à ce genre de priorisations entre intérêts et entre groupes sociaux :

> « (…) la décision doit être prise par un décideur. Ce qui est important c'est d'expliquer ce qui est viable et ce qui ne l'est pas et de rendre explicites les conséquences de chaque alternative. Mais j'insiste, c'est le décideur qui a la responsabilité et le devoir de choisir. Et c'est pour cela que les décideurs n'aiment pas cette approche, parce qu'elle les place face à leur devoir et leur responsabilité. Bref, je ne crois pas qu'on ait besoin de changer la démocratie représentative par un impératif participatif ».

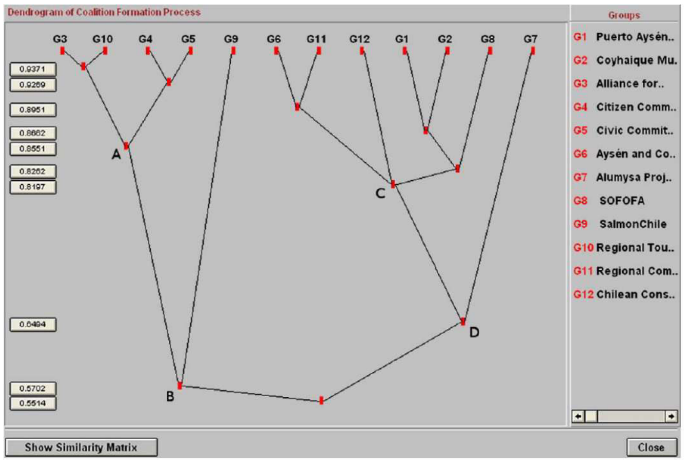
Dans la méthode NAIADE, le choix est fait de ne pas attribuer des poids distincts aux différentes dimensions considérées dans l'évaluation[21]. La dimension économique est donc jugée aussi

[19] Les seuils d'indifférence indiquent l'écart maximal entre deux valeurs attribuées à des alternatives différentes en dessous duquel ces alternatives sont considérées l'une aussi bonne (ou mauvaise) que l'autre.
[20] Les seuils de préférence indiquent l'écart minimal entre deux valeurs attribuées à des alternatives différentes au-dessus duquel une alternative est considérée préférable à l'autre.
[21] Comme le note Munda lui-même, il est inévitable d'appliquer des principes éthiques dans la pondération des critères d'évaluation (Munda 2004a : 672). Son choix est donc de donner le même poids à toutes les dimensions et de rendre cette pondération le plus transparente possible.

importante que la dimension écologique ou que la dimension sociale (dans les faits, cependant, il faut pour cela que le nombre de critères d'évaluation intégrés dans chaque dimension soit exactement le même).

En ce qui concerne la matrice d'impact social, les évaluations sont traitées à travers une procédure de regroupement hiérarchique (clustering)[22] aboutissant à un « *dendrogramme de coalitions* » (figure 7.5). L'intérêt de ce dernier est de révéler les coalitions potentielles entre les différentes catégories d'acteurs et d'estimer la crédibilité de leur occurrence. Comme nous l'avons déjà dit, la méthode NAIADE fournit par ailleurs des classements des options pour chaque coalition.

Figure 7.5 : Exemple de « dendrogramme de coalitions » dans NAIADE



Source : Gamboa (2006 : 167)

En conclusion, la SMCE constitue probablement l'APMC la plus aboutie mathématiquement (la méthode de surclassement sur laquelle elle repose évite toute compensabilité entre critères d'évaluation, intègre des intensités différentes de préférences, etc.). Cependant, le rôle attribué aux acteurs est relativement limité. En effet, ceux-ci ne peuvent ni juger la « *performance* » des alternatives (ils peuvent juste exprimer globalement l'« *acceptabilité* » qu'ils associent à chaque option), ni s'approprier les critères d'évaluations (en mobilisant par exemple les indicateurs qu'ils estiment les plus pertinents), ni ajouter des options à la liste définie par l'équipe scientifique.

[22] Munda (2009) présente et analyse les détails de cette procédure.

7.4.2 La « Multi-Criteria Mapping » (MCM)

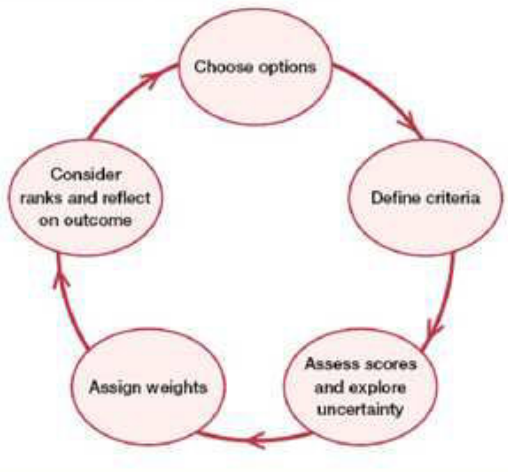
7.4.2.0 Présentation

La MCM cherche à explorer et à cartographier plusieurs options ou scénarios à travers différentes perspectives socio-politiques (Stirling 1997 : 194). Cette approche ne cherche pas tant à comparer et classer les alternatives évaluées (même si cela fait partie de ses résultats habituels), qu'à explorer la diversité de valeurs, d'argumentaires et de connaissances mobilisées par les acteurs sociaux concernés. Il s'agit donc d'une approche à vocation plus heuristique que décisionnelle.

Proposée pour la première fois en 1997, la MCM a été utilisée depuis lors à plusieurs reprises et par rapport à des problématiques diverses comme par exemple : l'introduction des OGM dans les systèmes agricoles britanniques (Stirling & Mayer 1999), le développement du dihydrogène en tant que vecteur principal d'énergie au Royaume-Uni (McDowall & Eames 2006), l'analyse de plusieurs politiques européennes contre l'obésité (Millstone & Lobstein 2007), la régulation des nanotechnologies aux Etats-Unis (Hansen 2010) ou, plus récemment, la mise en place de stratégies de géo-ingénierie face au changement climatique (Bellamy et al. 2013).

Contrairement aux autres approches présentées dans ce travail de recherche, la MCM est basée principalement sur des entretiens individuels et non pas sur des réunions de groupe. Celles-ci ne sont pas pour autant complètement exclues de l'approche (une réunion finale est d'ailleurs généralement prévue pour clore le processus d'évaluation). Les entretiens individuels sont structurés en 5 étapes (figure 7.6) : (i) l'identification des options à évaluer ; (ii) la définition des critères d'évaluation ; (iii) l'attribution de notes aux différentes options ; (iv) la pondération des critères d'évaluation ; et (v) la révision des résultats et leur interprétation.

Figure 7.6 : Structuration des entretiens individuels dans le cadre de la MCM



Source : Stirling & Davies (2004 : 3)

7.4.2.1 L'identification des options ou des scénarios à évaluer

Dans le cadre de la MCM, les options évaluées sont les « *stratégies* », « *technologies* » ou « *politiques* » permettant d'atteindre l'objectif qui justifie le processus d'évaluation. Il peut s'agir aussi de plusieurs « *cours des choses* » (autrement dit, des scénarios).

En règle générale, l'analyste élabore une liste initiale d'options à partir des informations qu'il a obtenues à travers l'étude bibliographique et/ou la réalisation d'une première série d'entretiens individuels (ou éventuellement, d'une ou plusieurs réunions de groupe). Cette liste préliminaire est composée notamment des options dites « *centrales* » ou « *basiques* », qui sont évaluées par tous et chacun des participants. Il s'agit là du « *tronc commun minimal* » de l'évaluation (l'objectif étant d'assurer un minimum de consistance entre les évaluations des différents acteurs sociaux).

Les acteurs peuvent ajouter à cette liste initiale des options différentes de celles prévues par l'analyste. Ils peuvent intégrer par exemple des options choisies parmi un inventaire d'options candidates créé par l'analyste lui-même (Stirling parle alors d'options « *discrétionnaires* »). Ils peuvent aussi créer eux-mêmes de nouvelles options, et les ajouter directement à la liste initiale (dans le jargon de la MCM, on parle alors d'options « *additionnelles* »). Ces nouvelles options peuvent être plus ou moins proches des options initiales ou complètement différentes de celles-ci ; il n'existe aucune contrainte à ce sujet. L'analyste demande seulement aux participants de justifier le recours à ces options supplémentaires. Les arguments sont bien évidemment notés sous forme qualitative et complètent le processus de notation. Dans ce sens, et comme le soulignait Stirling lui-même dans notre entretien,

> « les éléments narratifs constituent une composante essentielle de l'évaluation, au même niveau que les notes attribuées par les acteurs. (…) L'objectif de la MCM n'est pas d'agréger puis d'identifier la meilleure option possible (même si cela est techniquement possible) ; notre volonté est plutôt de cartographier toutes les optimisations envisageables et de comprendre chacune des histoires sous-jacentes ».

Les participants à la MCM disposent donc d'une grande liberté au moment de définir l'objet évalué (et ce, que ce soit des options ou des scénarios). Cette liberté est d'autant plus importante que le nombre d'options peut varier d'un participant à l'autre, qu'aucune quantité maximale d'options n'est fixée (il est tout de même conseillé de ne pas dépasser les 7-9 options par personne) et que de nouvelles options peuvent être incorporées à n'importe quel moment du processus d'évaluation (celui-ci étant entièrement itératif).

Dans les faits, cette liberté se traduit par un objet pluriel et hétérogène (au-delà du tronc commun déjà évoqué). A titre illustratif, les acteurs sociaux engagés dans le processus d'évaluation mené par Stirling & Mayer (1999) ajoutent 18 options supplémentaires aux 6 options « *centrales* » initialement conçues par l'équipe scientifique. Les participants à l'évaluation de Hansen (2010) ajoutent, eux, 22 options supplémentaires.

7.4.2.2 La définition des critères d'évaluation

Dans la MCM, les critères d'évaluation sont choisis par les participants eux-mêmes. La seule contrainte que les participants doivent respecter est d'évaluer les options qu'ils ont eux-mêmes envisagées à travers les mêmes critères (ces derniers sont assimilés aux arguments que les personnes

peuvent mobiliser lorsqu'ils comparent les « pour » et les « contre » des différentes options ou scénarios). Dans cette étape du processus d'évaluation, l'analyste doit influencer le moins possible le choix des participants (il ne doit donc proposer des critères que lorsque la personne en question n'arrive manifestement pas à en trouver par elle-même).

Chaque participant est donc entièrement libre de considérer les critères qu'il estime plus pertinents pour évaluer les alternatives qu'il a lui-même retenues. L'analyste n'assume pas pour autant un rôle purement passif. Au contraire, il est censé accomplir une tâche d'accompagnement qui s'avère indispensable, puisqu'il demande aux participants d'être le plus précis possible dans la définition de leurs critères et leur signale d'éventuels chevauchements.

A nouveau, il n'existe pas de contrainte par rapport au nombre de critères considérés. Il est conseillé cependant de ne pas dépasser les 10-12 et de ne pas en retenir moins de 4. Les participants peuvent ajouter de nouveaux critères à tout moment du processus d'évaluation. Tout cela conduit à un nombre total de critères parfois très élevé (toutes catégories d'acteurs confondues). Stirling & Mayer (1999) comptent par exemple un total de 117 critères dans leur processus d'évaluation. McDowall & Eames (2006) recensent, eux, 98 critères. Enfin, Hansen (2010) dénombre, lui, pas moins de 97 critères[23].

Notons enfin que l'analyste peut classer tous ces critères à travers une grille synthétique composée d'un nombre restreint d' « enjeux » (pour une illustration, voir par exemple : Stirling & Mayer (2001 : 537) ou Hansen (2010 : 1968)).

7.4.2.3 L'attribution de notes aux différentes options

Dans la MCM, ce sont encore une fois les participants qui évaluent directement les options en leur attribuant une « *note de performance* », et ce, pour chacun des critères d'évaluations retenus. Cette note est exprimée numériquement (les participants peuvent eux-mêmes choisir l'échelle : de zéro à dix, de zéro à cent, etc.).

L'approche est donc assez différente de celle proposée par Munda, au sein de laquelle, rappelons-le, l'évaluation de la performance des options constitue clairement une étape technique réservée aux experts. Cette différence fondamentale découle en fait de deux positionnements philosophiques clairement distincts : alors que Munda se considère un « *positiviste post-normal* », Stirling affiche et revendique son constructivisme social :

> « Si je focalise mon attention sur le sujet, ce n'est pas parce que j'ai un intérêt particulier pour le sujet, mais plutôt parce que le sujet est la façon de comprendre l'objet. (…) D'un point de vue constructiviste, cela n'a pas de sens de distinguer la complexité ontologique et la complexité épistémologique [référence à la dichotomie utilisé par Munda]. En réalité, il n'y a pas une ontologie, mais des ontologies ».

En principe, les participants doivent évaluer les options en se basant sur des arguments analytiques et/ou sur les données qui leur sont mises en disposition, plutôt que sur des valeurs purement subjectives ou personnelles (celles-ci sont censées intervenir plus tard dans le processus d'évaluation

[23] Bien sûr, dans un cas comme dans l'autre, certains des critères répertoriés sont les mêmes ou sont subtilement différents les uns des autres.

au moment de la pondération des critères). Théoriquement donc, les notes des participants expriment leurs jugements par rapport à la performance technique de chaque option pour chaque critère d'évaluation. Cela étant dit, Stirling (2005 : 21) admet et rappelle que ces notes ne peuvent pas exprimer uniquement et mécaniquement des données objectives, mais qu'elles révèlent aussi (surtout) des valeurs, des croyances et des intérêts particuliers. C'est d'ailleurs pour cette raison que la MCM ne prévoit pas une matrice technique (comme le fait la SMCE par exemple) intégrant directement des données numériques calculées par des experts ou par l'équipe scientifique en charge de l'évaluation.

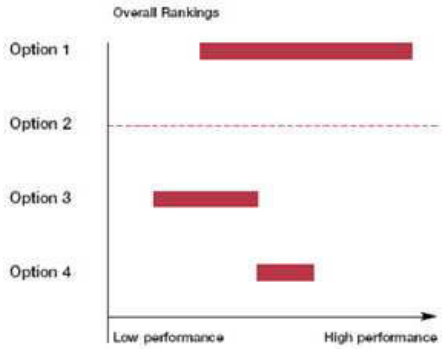
Il s'agit là d'une différence d'importance majeure entre la SMCE et la MCM : alors que chez Munda on observe un scepticisme relativement important vis-à-vis des méthodes participatives, chez Stirling on aperçoit une méfiance systématique par rapport aux analyses exclusivement quantitatives (notamment lorsqu'il s'agit d'évaluer l'impact futur de différentes options de gestion sur des systèmes complexes, incertains et ambigus)[24].

Une des caractéristiques principales de la MCM est de demander à chaque participant deux notes (et non pas une) pour juger la performance de chaque option selon chaque critère d'évaluation. Une première note révèle la performance de l'option dans « *le pire des cas* », c'est-à-dire, lorsque se confirment les hypothèses les plus « *pessimistes* » envisagées par les acteurs ; la deuxième exprime, elle, la performance de cette même option dans « *le meilleur des cas* », autrement dit, lorsque se réalisent les hypothèses les plus « *optimistes* ». A travers cette double notation, la MCM prétend intégrer dans l'évaluation : (i) l'incertitude existant autour des impacts éventuels de chaque option ; (ii) la variabilité du jugement de performance, selon le contexte global ou l'environnement du système évalué (un même impact peut être jugé négatif ou positif en fonction de la situation contextuelle futur) ; et (iii) la sensibilité des impacts aux hypothèses initiales.

Dans la MCM, l'évaluation des options ne se concrétise donc pas en une seule valeur (numérique ou linguistique), mais en une fourchette de valeurs. Graphiquement, cette double notation est représentée à travers des barres dont la longueur révèle donc le jugement des participants par rapport à l'incertitude qui caractérise l'option évaluée (Stirling & Mayer 2000 : 49). Ces barres peuvent être représentées à différents niveaux de détail ou d'agrégation. La figure 7.7 (voir page suivante) propose un exemple dans lequel les jugements par critère réalisés par un participant ont tous été agrégés en une note globale par option (seul ce jugement global est donc directement observable ; voir la sous-section 7.4.2.4 pour les détails concernant les pondérations et les agrégations). Comme on peut le constater, le participant en question perçoit l'option 1 comme la plus incertaine. Cette option est par ailleurs la mieux évaluée lorsque les hypothèses les plus optimistes se réalisent. L'option 2 est « éliminée » par principe (voir paragraphe suivant). L'option 3 est la moins valorisée lorsque le regard adopté est pessimiste. Enfin, l'option 4 est celle dont le degré d'incertitude est le moins important aux yeux du participant et celle qui obtient la meilleure note pessimiste globale.

[24] En réalité, ce dont Stirling se méfie est la façon dont un processus d'évaluation peut occulter l'incertitude et enceindre la diversité d'intérêts, de valeurs et de modèles mentaux. Comme il le rappelle lui-même, des processus « inclusifs », « participatifs » ou « délibératifs » excessivement focalisés sur la construction d'une solution consensuelle peuvent avoir ces mêmes effets…

Figure 7.7 : Evaluations globales par option pour un participant



Source : Stirling (2005 : 4)

Ce processus de notation demande un effort considérable de la part des participants. Ceux-ci doivent comprendre la philosophie et l'objectif de l'exercice (plutôt éloignés de l'esprit classique des évaluations de politiques publiques) et attribuer par ailleurs un nombre très important de notes (le plus souvent plusieurs dizaines). Il n'est donc pas surprenant d'apprendre que les participants à l'évaluation proposée par Millstone & Lobstein (2007 : 36) critiquent par exemple « *la quantité de temps que prend le processus d'évaluation* », la « *difficulté à comprendre le processus sans une préparation individuelle préalable* » et la « *complexité du processus de notation des options* » (cette critique est aussi adressée à Bellamy et al. (2013 : 935)), ou que ceux engagés dans le processus évaluatif de Hansen (2010 : 1963) trouvent « *éprouvant* » le fait de devoir attribuer deux notes pour chaque option et chaque critère (le nombre de notes demandées aux participants dans cette évaluation dépasse les 70).

D'autre part, il est important de préciser que les notes attribuées critère par critère peuvent être compensées les unes par rapport aux autres. En effet, une même option peut être évaluée très différemment par un même participant lorsque ce dernier passe d'un critère à l'autre. Or, la MCM présente souvent les résultats des évaluations à travers les notes globales de chaque participant. Pour éviter une compensabilité totale entre les différents critères d'évaluation, les participants peuvent donc attribuer un statut particulier à certains critères et empêcher ainsi qu'ils puissent être compensés. Les critères concernés deviennent alors des « *principes* » et ne se concrétisent plus en notes numériques mais en un jugement qualitatif absolu (soit « *acceptable* », soit « *inacceptable* »). La désignation de « *principes* » reflète des positionnements éthiques et intègre un critère lexicographique dans l'évaluation (voir sous-section 2.2.5.1) : lorsqu'un participant juge une option inacceptable selon un critère d'évaluation, l'option est alors automatiquement éliminée (c'est le cas par exemple de l'option 2 sur la figure 7.7).

Enfin, notons que dans la MCM, l'attribution de notes numériques aux différents impacts des options peut poser des problèmes à certains des participants. C'est en tout cas ce qui se dégage des applications que nous avons étudiées dans ce travail de recherche. Dans Stirling & Mayer (2000 : 47) par exemple, deux acteurs rencontrent des difficultés notoires au moment de noter les options et de pondérer les critères. De façon analogue, certains des participants à l'évaluation de Hansen (2010 : 1963) affirment être « *contrariés par le fait de devoir estimer numériquement ce sur quoi ils discutent habituellement de façon qualitative* ».

7.4.2.4 La pondération des critères d'évaluation

Encore une fois, dans la MCM, ce sont les participants qui pondèrent eux-mêmes les critères d'évaluation et qui déterminent donc la façon dont leurs jugements (critère par critère) sont agrégés les uns avec les autres. Dans certains cas, ces poids peuvent aussi permettre d'estimer le jugement de plusieurs participants appartenant à une même catégorie d'acteurs.

La MCM utilise un modèle d'agrégation linéaire extrêmement simple : la somme pondérée (voir sous-section 7.2.2.3). Ce choix répond à un positionnement épistémologique clair de la part du créateur de l'approche, qui préfère se focaliser sur les aspects qualitatifs de l'évaluation et cherche ainsi à limiter l'usage d'algorithmes mathématiques complexes dont le risque est de rendre le processus excessivement opaque :

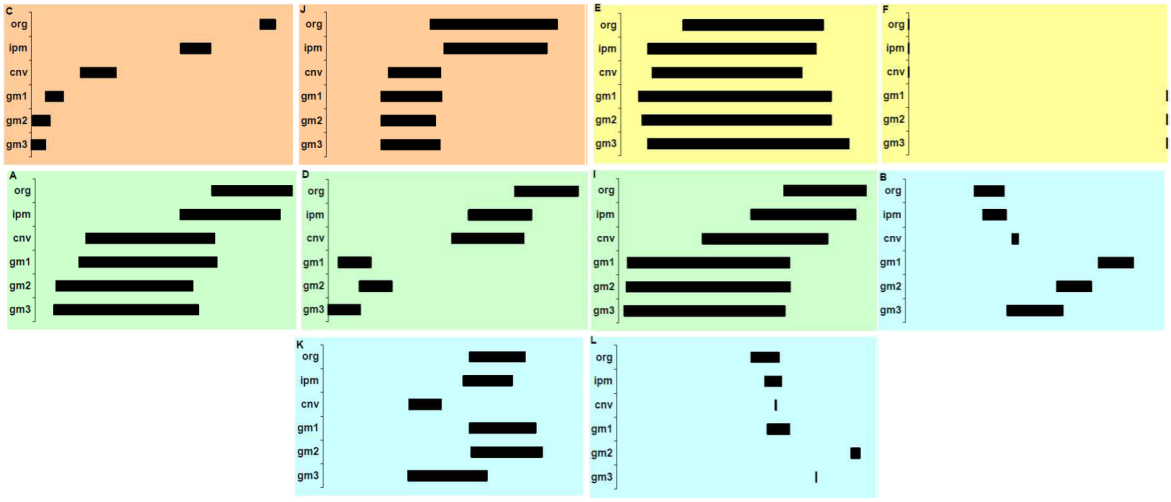
> « Si je propose d'utiliser une agrégation linéaire c'est parce qu'il s'agit d'une méthode facile à comprendre par les participants. Le but est de rendre le processus le plus transparent possible ».

Dans son argumentation, Stirling rappelle la nature heuristique de son approche et précise que son objectif n'est pas forcément d'identifier la meilleure option (même de façon conditionnelle, c'est-à-dire, selon la perspective considérée), mais plutôt d'aboutir à une meilleure compréhension collective du problème et d'explorer les principaux enjeux, ainsi que les possibilités de gouvernance (Stirling & Mayer 1999 : 69). A ce sujet, Stirling précisait son positionnement lors de notre entretien :

> « Je vois la MCM comme un cheval de Troie qui parvient jusqu'aux portes de la ville grâce à son apparence inoffensive. Dans la forme, il s'agit en effet d'une méthode de décision de nature utilitaire (dans la mesure où elle implique une agrégation compensatrice entre préférences individuelles) et qui mobilise des données en partie quantitatives. Mais en réalité, la MCM n'est pas inoffensive, sa composante cartographique est entièrement différente de toute autre méthode classique de décision ».

Dans la logique de Stirling, la procédure d'agrégation n'est donc en quelque sorte qu'un simple « emballage ». Les résultats de l'évaluation sont d'ailleurs le plus souvent présentés de façon désagrégée, sous la forme d'une multitude de « *cartes de jugements* » (soit par participant, soit par catégorie d'acteurs comme dans la figure 7.8 sur la page suivante). Chacune de ces « *cartes* » révèle : (i) les options envisagées par le participant ou par la catégorie d'acteur considérée (dans un souci de synthèse, le plus souvent ne sont présentés que les jugements des options « basiques ») ; (ii) les jugements globaux de cette personne ou de cette catégorie par rapport à la performance technique de chacune des options ; (iii) la présence de principes éthiques ; et (iv) le degré d'incertitude, de variabilité ou de sensibilité que la personne ou la catégorie en question associe à chaque option. Comme cela a été déjà dit précédemment, le logiciel employé permet de désagréger les jugements critère par critère.

Figure 7.8 : Exemples de classements individuels globaux des options « basiques » dans une MCM[25]



Source : Stirling & Mayer (2000 : 48)

La MCM n'aboutit donc pas à une seule et unique matrice d'impacts (comme cela était le cas, par exemple, dans la SMCE de Munda), mais plutôt à une pluralité de matrices différentes composées d'intervalles d'impacts dont l'amplitude est par ailleurs variable d'un participant à l'autre. Comme on peut le constater, la volonté de Stirling n'est donc pas de réduire la diversité de valeurs et de narratives, mais plutôt de la rendre explicite en ponctuant notamment les idiosyncrasies de chaque positionnement individuel. Bref, la MCM cherche davantage à explorer et à structurer la diversité, qu'à la condenser ou à la réduire. L'hétérogénéité et la conditionnalité qui caractérisent ses résultats peuvent cependant être perçues par certains comme des limites à son applicabilité et à son impact réel dans la gestion environnementale (voir par exemple : Foster (1997 : 15)).

7.4.2.5 La révision des résultats et leur interprétation globale

La dernière partie de l'entretien « type » conçu par Stirling est consacrée à une réflexion sur les résultats obtenus et à une analyse de sensibilité réalisée par les participants eux-mêmes (ces derniers sont invités à modifier les poids qu'ils ont attribués aux différents critères et à constater l'impact de ces modifications sur leur évaluation finale). Le plus souvent, un workshop final est organisé après la réalisation de tous les entretiens individuels.

[25] Les couleurs indiquent l'appartenance à telle ou telle autre catégorie d'acteurs.

7.4.3 Le « 3-Stage Participation Model » (3-SPM)

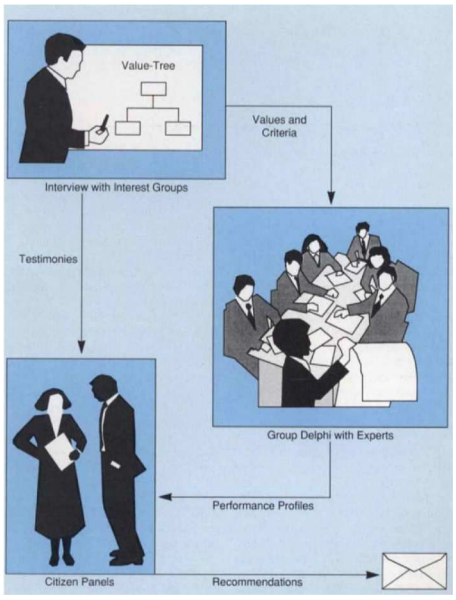
7.4.3.0 Présentation

Le Modèle Participatif en 3 Etapes (*3-Stage Participation Model*, 3-SPM), également connu sous le nom de « Modèle de Discours Coopératif » (*Cooperative Discourse Model*) et initialement conçu par Renn & Webler (1992) est une approche multicritère dont la particularité est de combiner séquentiellement trois méthodes participatives différentes : (i) des arbres de valeurs (*Value-Tree Analysis*) ; (ii) une variante interactive de la méthode Delphi (*Group Delphi*) ; et (iii) des panels de citoyens (*Citizen Panels*).

L'approche est structurée en trois grandes étapes (d'où son nom). Chacune de ces trois étapes mobilise une des méthodes participatives évoquées plus haut et attribue un rôle majeur à une catégorie particulière de participants : d'abord les parties prenantes, ensuite les experts, et finalement des citoyens choisis au hasard (voir figure 7.9 ci-dessous). Dans les termes de Renn,

> « La particularité de l'approche est d'associer plusieurs petites méthodes dans un grand processus d'évaluation. L'idée est la suivante : si nous avons à faire à des problèmes complexes[26], incertains[27] et ambigus[28], alors nous avons besoin forcément d'une approche hybride qui puisse combiner plusieurs méthodes adressées à chacune de ces caractéristiques ».

Figure 7.9 : Description schématique du 3-SPM



Source : Renn & Webler (1992 : 88)

[26] Pour Renn, la complexité a une signification clairement ontologique et se réfère à la difficulté d'identifier et de quantifier les liens de causalité entre une multitude d'agents causaux potentiels et des effets spécifiques.
[27] Selon Renn, l''incertitude résulte de la réduction incomplète ou inadéquate de la complexité. Elle se traduit par un manque de clarté dans les bases techniques et scientifiques de l'évaluation.
[28] Enfin, l'ambigüité résulte de l'existence de plusieurs perspectives différentes sur la justification, la sévérité et la signification d'un phénomène. Elle peut être *interprétative* (interprétations divergentes par rapport à un même résultat ou effet) ou *normative* (conceptions différentes de ce qui est tolérable).

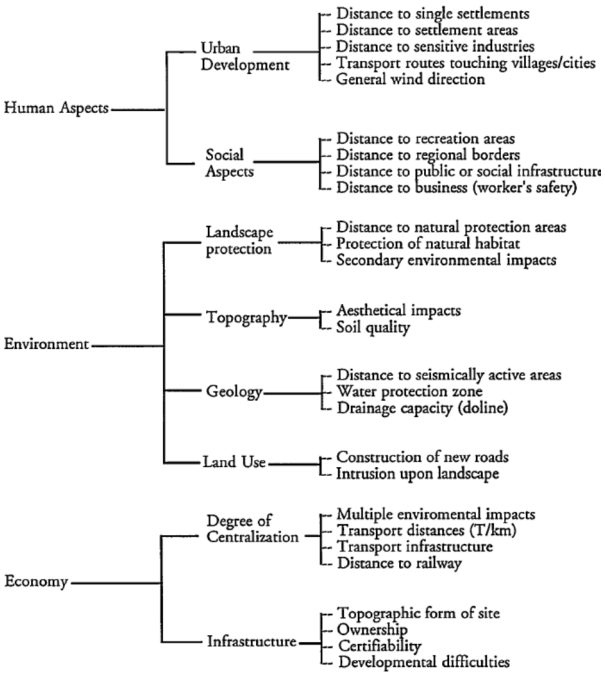
Le 3-SPM a été appliqué, entre autres, pour évaluer différents scénarios énergétiques en Allemagne (Renn 1986), diverses options de gestion des déchets dans le sud-est de l'Allemagne (Schneider et al. 1998) ou encore, plusieurs emplacements pour un centre d'ensevelissement de déchets dans le canton d'Aargau (Suisse) (Renn & Webler 1998). Plus récemment, l'approche a été utilisée dans le Royaume-Uni pour évaluer plusieurs options de gestion des déchets nucléaires (Phillips et al. 2006).

En ce qui concerne le déroulement typique du 3-SPM, dans un premier temps, les parties prenantes identifient et sélectionnent les enjeux ou critères d'évaluation **(sous-section 7.4.3.1)**. La deuxième étape de l'approche regroupe des experts de champs disciplinaires divers, censés identifier et estimer les impacts de chaque option considérée sur les critères d'évaluation retenus (l'identification des options se réalise donc au début de cette deuxième étape) **(sous-section 7.4.3.2)**. Enfin, la troisième étape du 3-SMP implique l'évaluation des options et la pondération des critères. La réalisation de cette étape est confiée à des citoyens choisis au hasard (qui se basent néanmoins sur les mesures de performance calculées au préalable par les experts) **(sous-section 7.4.3.3)**.

7.4.3.1 L'identification et la sélection des critères d'évaluation

Selon Renn & Webler (1992 : 86), la meilleure façon d'identifier les valeurs en jeu et de déterminer les critères d'évaluation est de consulter directement les parties prenantes. Et pour éliciter correctement ces valeurs et ces critères, les auteurs proposent d'utiliser des arbres de valeurs (voir figure 7.10). Ces arbres sont censés permettre : (i) l'identification et l'organisation des valeurs d'un individu ou d'un groupe d'individus vis-à-vis d'une problématique ; (ii) structurer hiérarchiquement les « *valeurs* », les « *critères* » et les « *attributs* », en plaçant au sommet de l'arbre les valeurs les plus générales et, à la base, les attributs plus spécifiques.

Figure 7.10 : Exemple d'un arbre de valeurs par rapport à l'emplacement de plusieurs unités de traitement de déchets



Source : Schneider et al. (1998 : 31)

D'un point de vue méthodologique, ce genre d'analyse comporte 6 sous-étapes : (i) la réalisation d'entretiens individuels avec les principales parties prenantes ; (ii) la structuration hiérarchique (par l'analyste) des valeurs, des critères et des attributs identifiés pour chaque individu ; (iii) la présentation de cette première structuration aux parties prenantes et la considération de leurs critiques ; (iv) l'itération de ce processus jusqu'à la satisfaction de chaque acteur ; (v) la combinaison des arbres de valeurs individuels en un arbre global ou collectif (*megatree*)[29] ; et (vi) la validation de cet arbre commun par toutes les parties prenantes. La quantité d'information contenue dans l'arbre global peut être assez importante : dans l'évaluation menée par Renn (2003)[30] par exemple, l'arbre contient quatre niveaux différents (avec 367 éléments dans son étage le plus désagrégé !).

Précisons que dans le 3-SPM, les parties prenantes ne se voient attribuer un rôle central que dans cette première étape du processus d'évaluation : elles n'évaluent ni la performance des options considérées (ce rôle est réservé aux experts), ni l'importance relative des différents critères d'évaluation (cette tâche étant attribuée à des citoyens choisis au hasard). Il s'agit là d'une différence fondamentale par rapport aux autres APMC présentées dans ce travail de recherche et plus concrètement, par rapport à la MCM (sous-section 7.4.2) et l'approche *INTÉGRAAL* (sous-section 7.4.4). A travers cette structuration, le 3-SPM cherche à limiter les comportements stratégiques des acteurs impliqués dans la problématique (Renn 2008 : 346). Cela étant dit, les parties prenantes peuvent malgré tout « *informer* » les experts sur des impacts éventuels des options évaluées (2ème étape du processus d'évaluation) et/ou « *témoigner* » devant les panels de citoyens (au cours de la 3ème étape) (Renn et al. 1993 : 193).

7.4.3.2 L'identification des options et l'estimation de leurs impacts respectifs

En règle générale, les critères d'évaluation identifiés à travers les arbres de valeurs sont transformés en indicateurs opérationnels par l'équipe qui conduit l'évaluation. Dans certains cas cependant, cette opération peut être aussi confiée à un groupe d'experts externes (Renn & Webler 1992 : 86). Les nouveaux indicateurs sont présentés aux parties prenantes pour leur validation. Ils sont ensuite utilisés par des experts provenant de différents domaines académiques pour mesurer concrètement la performance des options considérées.

Dans le 3-SPM, cette évaluation de performance des options est structurée à travers la méthode *Group Delphi*, développée par Renn et Webler eux-mêmes. L'idée principale de cette méthode consiste à séparer les experts engagés en petits groupes de travail et de comparer ensuite les jugements de chacun de ces groupes lors d'une réunion plénière afin d'identifier les incertitudes et les désaccords principaux. L'objectif de la méthode est de résoudre, dans la mesure du possible, les conflits existants autour des « *évidences factuelles* » et d'aboutir à un consensus entre des experts véhiculant des connaissances hétérogènes. Comme on peut le constater, le 3-SPM cherche à séparer chronologiquement les discussions sur les valeurs (1ère étape) et sur les faits (2ème étape). Une dichotomie qui n'est pas sans rappeler celle proposée par Munda (Renn distingue lui aussi complexité « ontologique » et la complexité « épistémologique », même sa terminologie diffère de celle employé par Munda).

[29] Chaque partie prenante a la possibilité d'attribuer un poids nul aux critères d'évaluation qu'elle considère non pertinents. Des réunions de groupe permettent le passage des arbres individuels à l'arbre collectif.
[30] Renn (2003) n'applique pas entièrement le 3-SPM, mais utilise les arbres de valeurs dans la première étape de son évaluation.

Lors de la réunion plénière, chaque groupe doit expliquer les notes de performance qu'il a attribuées. Plus une note est éloignée de la note médiane calculée pour l'ensemble des groupes de travail et plus le groupe en question dispose de temps pour défendre et expliquer sa note devant les autres groupes d'experts. Le processus est itératif : les groupes de travail se réunissent à nouveau après la réunion plénière et révisent éventuellement leurs premiers jugements. Une deuxième réunion plénière est ensuite organisée. Le procédé peut être renouvelé en cas de conflit important.

Il est important de préciser que l'*output* de cette réunion plénière ne se limite pas à des valeurs numériques, mais que celles-ci sont complétées par des explications qualitatives (notamment en cas de désaccords entre les experts).

Comme on peut le constater, dans cette deuxième étape du 3-SPM, les experts assument un rôle principal (voire hégémonique). Ces experts participent également dans les deux autres étapes du processus d'évaluation, mais leur rôle est alors beaucoup moins important : ils peuvent « *proposer des critères ou des attributs* » au cours de la première étape et « *intervenir ponctuellement* » ou « *s'adresser aux panels par le bais d'enregistrements visuels* » lors de la 3ème étape.

7.4.3.3 L'évaluation des options et la pondération des critères d'évaluation

Si les deux premières étapes de l'approche se focalisent sur l'élucidation des valeurs et des évidences factuelles, cette troisième et dernière étape cherche, elle, à connaître les préférences sociales vis-à-vis des options évaluées. Pour cela, plusieurs panels de citoyens sont formés. Les participants sont censés évaluer les options à travers les critères d'évaluation retenus par les parties prenantes en se basant pour cela sur les « *profils de performance* » établis par les experts.

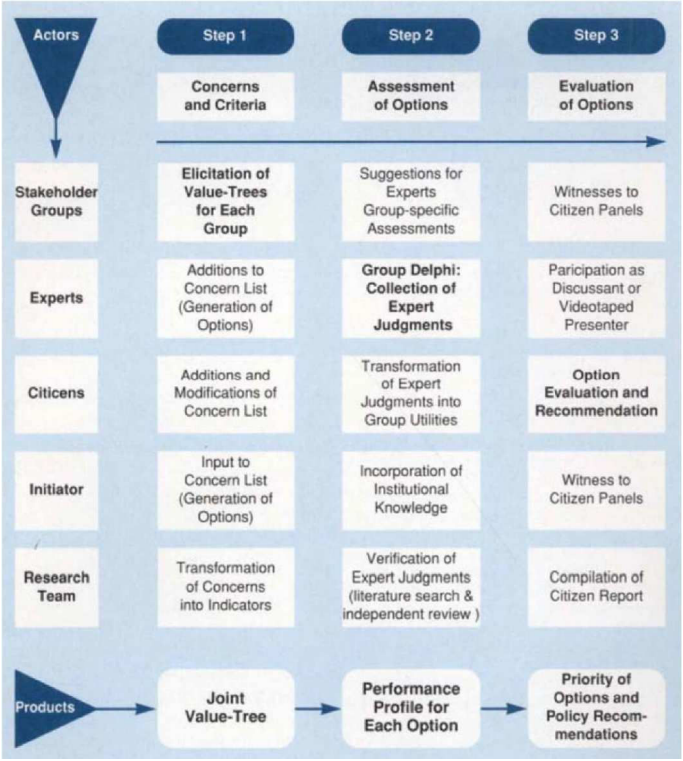
La constitution des panels peut exiger une grande quantité de ressources et mobiliser un nombre important de participants. Ainsi, par exemple, dans l'évaluation menée par Renn (1986), 24 panels différents sont constitués avec environ 25 participants chacun (soit environ 600 personnes !). Dans leur évaluation, Schneider et al. (1998) engagent, eux, pas moins de 200 citoyens.

Les panels sont structurés autour de trois composantes principales : (i) la réception d'information (les citoyens peuvent être informés à travers des présentations orales, des vidéos, des documents écrits, des visites sur le terrain, etc.) ; (ii) l'assimilation de l'information (le plus souvent facilitée par la combinaison de réunions de groupe et de sessions plénières) ; et (iii) l'évaluation des options et la pondération des critères. Cette troisième composante est largement inspirée de la MAUT (Renn et al. 1993 : 197) (voir sous-section 7.3.2) : les citoyens sont invités à noter chaque option critère par critère et selon une échelle numérique. Ils doivent ensuite attribuer un poids relatif à chacun des critères d'évaluation (dans le 3-SPM, les poids correspondent à des taux de compensation et non pas à des coefficients d'importance comme dans l'approche de Munda). Une note globale pour chaque option est ensuite calculée selon la méthode de la somme pondérée (voir sous-section 7.2.2.3). L'approche assume une compensabilité totale entre les critères et les dimensions.

La note résultante n'est pas conçue comme une expression du jugement final de la personne (comme cela peut être le cas dans une analyse MAUT classique), mais plutôt comme un élément structurant un jugement postérieur de nature « *holistique* » et « *intuitive* » (Renn et al. 1993 : 197). Autrement dit, les recommandations formulées par les citoyens peuvent nuancer ou contredire les résultats numériques obtenus à travers l'agrégation des évaluations numériques (Renn 2006 : 38).

La figure 7.11 (voir ci-dessous) illustre les composantes principales du 3-SPM (dans sa version idéale), ainsi que le rôle attribué aux différents participants dans la démarche évaluative.

Figure 7.11 : Structuration idéale du 3-SPM



Source : Renn & Webler (1992 : 89)

Enfin, en ce qui concerne le rôle du facilitateur ou de l'analyste dans le processus d'évaluation, Renn le comparait lors de notre entretien à celui d'un « catalyseur » :

> « En chimie, un catalyseur est un élément qui regroupe par sa seule présence plusieurs autres éléments qui, autrement, seraient restés dissemblés. Mais le catalyseur n'intervient pas dans ce regroupement. Je crois qu'il s'agit d'une bonne métaphore du rôle que doit jouer l'analyste ».

Parmi les principaux avantages du 3-SPM, on peut citer la variété des techniques participatives proposées, le fait de structurer clairement l'échange et les discussions entre des experts de domaines académiques différents et l'inclusion de citoyens non concernés directement par la problématique.

L'approche exige cependant beaucoup de temps et des ressources financières extrêmement importantes. Son applicabilité reste donc limitée. Comme le souligne Renn lui-même :

> « Si on le fait correctement, le processus complet peut prendre facilement un an et demi. Pendant tout ce temps, bien sûr, la réalité change… A deux reprises, le processus a fourni de très bons résultats mais ceux-ci sont arrivés trop tard par rapport aux besoins et aux demandes des décideurs (…) Malheureusement, nous n'avons toujours pas trouvé une solution satisfaisante à ce problème ».

Par ailleurs, les triptyques qui caractérisent le 3-SPM (valeurs/faits/préférences ; parties prenantes/ experts/citoyens) et les liens établis entre ces derniers paraissent inadéquats pour analyser des problématiques dans lesquelles les experts constituent une partie prenante au même titre que les autres acteurs sociaux ou dans lesquelles ces acteurs disposent de connaissances idiosyncratiques aussi valables que celles des scientifiques.

Enfin, comme nous l'avons dit précédemment, la procédure d'agrégation sur laquelle se base l'approche 3-SPM implique une compensabilité totale entre critères et entre dimensions (les résultats de l'agrégation ne sont considérés cependant ni prescriptifs ni définitifs).

7.4.4 L'Approche INTÉGRAAL[31]

7.4.4.0 Présentation

L'approche *INTÉGRAAL*[32], développée dans les années 2000 par Martin O'Connor et ses collaborateurs d'abord au C3ED[33] puis au Centre de recherches REEDS, est une « méta-méthode » délibérative proposant une cadre d'évaluation multicritère et multi-scénarios. Elle est structurée en cinq étapes principales (voir figure 7.12) :

(i) l'identification du problème (description du problème, du territoire, du projet évalué, des échelles pertinentes, etc.) **(sous-section 7.4.4.1)** ;

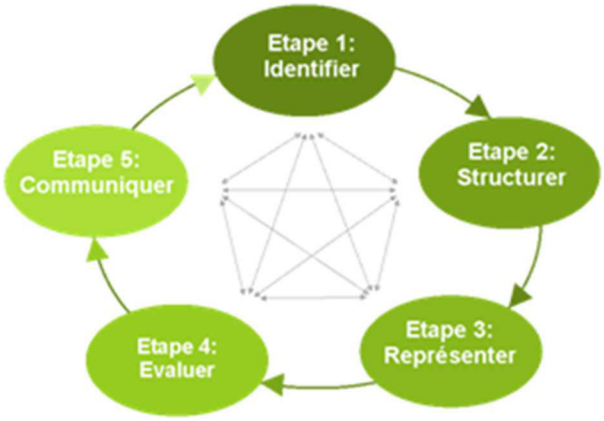
(ii) la structuration du problème (définition des catégories d'acteurs, des enjeux de gouvernance et des alternatives) **(sous-section 7.4.4.2)** ;

(iii) la représentation du système (identification et mobilisation des outils pertinents et disponibles pour représenter le système au sein duquel le problème se pose) **(sous-section 7.4.4.3)** ;

(iv) l'évaluation (évaluation des alternatives dans un cadre multicritère et multi-acteurs) **(sous-section 7.4.4.4)** ;

(v) la communication des résultats **(sous-section 7.4.4.5)**.

Figure 7.12 : Structuration schématique de l'approche « INTÉGRAAL »



Source : Reichel et al. (2010 : 8)

[31] Dans le chapitre 9, nous présentons en détail une application partielle de l'approche *INTÉGRAAL* à notre cas d'étude. Nous nous limitons donc dans cette sous-section à présenter les éléments basiques de l'approche, ainsi que ses caractéristiques principales.

[32] Le nom « *INTÉGRAAL* » a été choisi pour deux raisons : (i) pour évoquer le concept de gestion intégrée (préconisant donc l'inclusion simultanée d'enjeux économiques, sociaux et naturels dans le cadre d'évaluation) ; et (ii) comme un clin d'œil au Saint-Graal (dont le caractère vertueux mais utopique est comparé à celui d'une solution consensuelle par rapport à n'importe quel problème de choix social (O'Connor et al. 2010 : 8 ; Reichel et al. 2010 : 8).

[33] Le développement des outils sur lesquels repose l'approche est d'abord réalisé au sein de l'ancien C3ED (Centre d'Economie et d'Ethique pour l'Environnement et le Développement).

Même si le déroulement chronologique de ces cinq étapes semble à première vue intuitif, leur enchaînement factuel peut n'être ni linéaire ni strictement séquentiel. Très flexible et fondamentalement itérative, l'approche *INTÉGRAAL* prévoit en effet des retours en arrière, des chevauchements, voire même des inversions selon les particularités et les contraintes de chaque cas d'étude. Comme nous avons eu l'occasion de voir dans les sous-sections 7.4.1 et 7.4.2, cette vocation itérative est également présente dans la SMCE de Munda ou dans la MCM de Stirling. Il ne s'agit donc pas d'une caractéristique exclusive à l'approche *INTÉGRAAL* (même si elle y est particulièrement présente). A ce sujet d'ailleurs, on remarquera les ressemblances évidentes entre les représentations schématiques de la MCM et de l'approche *INTÉGRAAL* (voir figures 7.6 et 7.12 respectivement).

Précisons à ce sujet que la vocation itérative de l'approche *INTÉGRAAL* ne se limite pas au seul processus d'évaluation ; sa portée temporelle est en réalité beaucoup plus large puisque l'approche cherche à créer un « *forum délibératif permanent* » et vise explicitement l'appropriation de la démarche par les participants (que ce soit pour délibérer sur des problématiques parallèles à celle ayant suscité l'évaluation principale ou pour discuter sur de nouvelles politiques ou évènements affectant la même problématique) (O'Connor et al. 2010 : 9).

Da façon générale, l'approche *INTÉGRAAL* repose sur deux « *outils délibératifs* » fondamentaux, voire identitaires[34] :

(i) la « *Matrice de Délibération* » (MD) (également dénommée le « *cube* »), conçue initialement par O'Connor dans le cadre du projet GOUVERNe[35] (2000-2003) puis formalisée et rendue opérationnelle en ligne dès 2006 (O'Connor 2006b) ;

(ii) la « *Foire aux Indicateurs* », également développée par le laboratoire REEDS au cours des années 2000 (O'Connor 2006b ; O'Connor & Spangenberg 2007).

Le premier de ces deux outils, la « *Matrice de Délibération* » (MD) a une vocation aussi bien descriptive que normative. En tant qu'outil descriptif, elle propose une structuration tridimensionnelle des « *problèmes de choix social* » autour des trois composantes fondamentales de toute APMC, à savoir : (i) les options évaluées ; (ii) les acteurs sociaux engagés dans la démarche ; et (iii) les critères d'évaluation (ou enjeux de gouvernance). La MD est mobilisée à ce titre lors de la deuxième étape de l'approche (étape de Structuration).

D'un point de vue normatif, le « *cube* » fournit également une plateforme évaluative opérationnelle au sein de laquelle les participants peuvent établir des jugements vis-à-vis des options considérées en mobilisant pour cela plusieurs critères ou enjeux. La particularité de la MD par rapport aux autres APMC est de combiner simultanément ces trois composantes en proposant explicitement l'évaluation de chaque option par chaque catégorie d'acteurs et pour chaque critère.

Dans ce sens, si l'on reprend un instant le langage formel caractéristique des AMC[36] et que l'on suit la logique sous-jacente à la MD, il est possible d'affirmer que tout problème multicritère et multi-

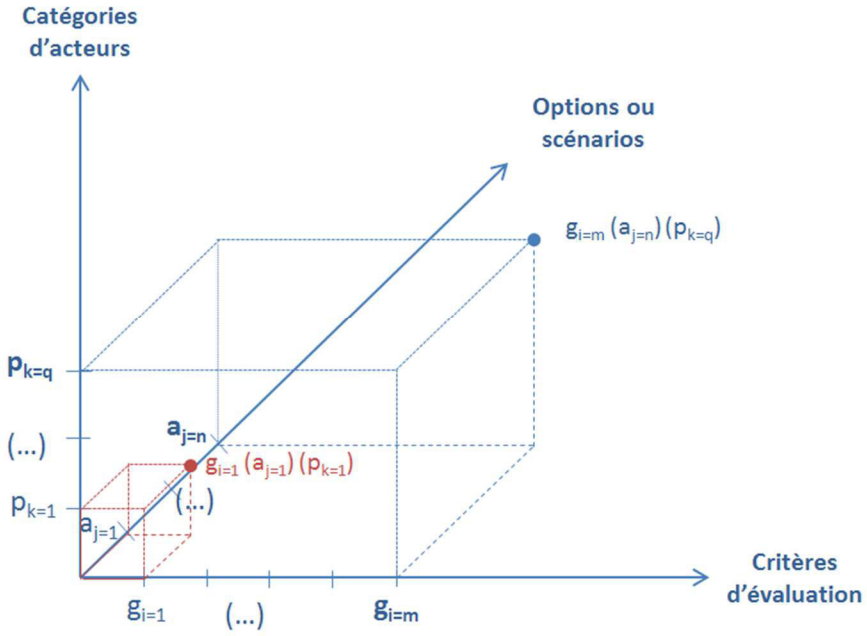
[34] Ces deux outils délibératifs composent le système KerDST, un système en ligne d'aide à la délibération. Les deux outils sont disponibles et entièrement gratuits sur le site : http://dst.kerbabel.net/

[35] GOUVERNe (Guidelines for the Organisation, Use and Validation of information systems for Evaluating aquifer Resources and Needs) est un projet européen coordonné par Martin O'Connor au début des années 2000.

acteurs discret peut être structuré en trois ensembles finis : (i) un ensemble *A* d'options (ou de scénarios) a_j *(j=1,2,…,n)* ; (ii) un ensemble *G* de critères d'évaluation (ou d'enjeux) g_i *(i=1,2,…,m)* ; et (iii) un ensemble P de catégories d'acteurs p_k *(k=1,2,…,q).*

Etant donnés ces ensembles *A* (options envisageables), *G* (critères d'évaluation) et P (catégories d'acteurs), et étant donnée l'existence de *n* options envisageables, de *m* critères d'évaluation et de *q* catégories d'acteurs, la « *Matrice de Délibération* » propose de représenter le problème en question à travers un « *cube* » *(n x m x q)* dont chaque élément (ou « *cellule* ») $g_i(a_j)(p_k)$ *(i=1,2,…,m ; j=1,2,…,n ; k=1,2,…,q)* indique le jugement de performance établi par la catégorie d'acteurs *k* vis-à-vis de l'option *j* selon le critère *i* (figure 7.13).

Figure 7.13 : Représentation géométrique de la logique tridimensionnelle de la « Matrice de Délibération » (Repérage spatial des jugements)



Source : auteur

Dans ce cadre évaluatif tridimensionnel, l'option a_1 est considérée meilleure que l'option a_2 pour la catégorie d'acteurs *k* et selon le critère *i*, dans la mesure où le jugement porté par *k* sur l'option a_1 selon le critère *i* est meilleur que le jugement porté sur l'option a_2 par cette même catégorie d'acteurs *k* et selon ce même critère *i*, autrement dit lorsque : $g_i(a_1)(p_k) > g_i(a_2)(p_k)$.

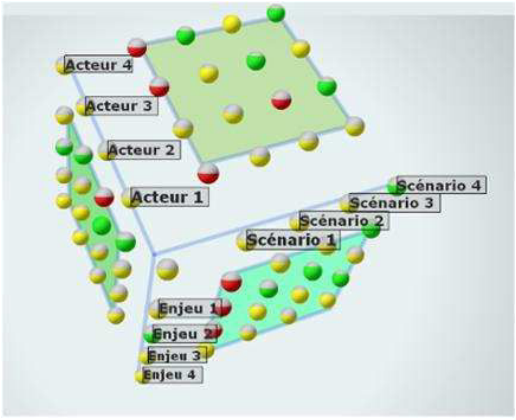
Le « *cube* » contient donc autant de cellules « *intérieures* » ou de jugements qu'il n'existe de croisements possibles entre les valeurs des trois ensembles ou dimensions évaluatives évoquées.

[36] L'utilisation de ce langage formel est un choix argumentatif de l'auteur dans le contexte de ce travail de recherche. L'idée est de souligner les différences avec les AMC plus classiques (section 7.2.2) et plus concrètement, le passage d'un raisonnement bidimensionnel à un autre de type tridimensionnel. Le créateur de l'approche *INTÉGRAAL* préfère ne pas introduire des aspects mathématiques dans la présentation de la « Matrice de Délibération ».

En ce qui concerne les faces du « cube », dans la représentation que propose le système KerDST, elles sont composées de cellules « *extérieures* » ou « *bilan* » agrégeant plusieurs jugements (ou cellules « *intérieures* »).

La MD se distingue par ailleurs des autres APMC ici étudiées par le fait de représenter les jugements des acteurs non plus à travers des valeurs numériques ou linguistiques, mais par le biais de couleurs (voir figure 7.14 ci-dessous).

Figure 7.14 : Illustration générique de la « Matrice de Délibération » dans le système KerDST (présentation des « cellules extérieures » ou « cellules bilan » -jugements agrégés-)



Source : Reichel et al. (2010 : 9)

Le deuxième outil délibératif sur lequel repose l'approche *INTÉGRAAL* est la « *Foire aux indicateurs* » (*Indicator Kiosk*). Il s'agit d'un catalogue d'indicateurs « *candidats* » éventuellement proposé aux acteurs engagés dans l'évaluation. A travers cet inventaire, les participants ont l'opportunité de : (i) donner une signification particulière à chacun des critères d'évaluation (à travers le choix des indicateurs qui, selon eux, définissent le mieux le critère ou l'enjeu en question), (ii) d'attribuer des poids différents à ces indicateurs, et (iii) de mesurer ainsi, indicateur par indicateur, la performance de chaque option selon chaque critère d'évaluation (voir sous-section 7.4.4.4)[37]. Malgré son caractère optionnel, cet outil joue un rôle fondamental dans la concrétisation et l'pérationnalisation du positionnement épistémologique sur lequel repose l'approche. Comme le remarquait O'Connor lors de notre entretien :

> « (…) lorsque nous demandons aux participants de choisir les indicateurs qu'ils préfèrent, c'est l'occasion pour eux de dire : '*pour moi, ça c'est un élément d'information important*'. Nous leur donnons l'opportunité de formuler l'objet évalué. Car, en fait, les acteurs n'ont pas seulement des jugements différents les uns par rapport aux autres, ils ont aussi des représentations diverses vis-à-vis du problème évalué. Nous acceptons donc l'existence d'une multiplicité de formulations légitimes, le fait qu'il existe une pluralité de narratives concomitantes au niveau descriptif. (…) Les acteurs sont donc impliqués dans la démarche évaluative non seulement au moment de la discussion, mais aussi dans le processus de formulation ».

[37] La « *Foire aux indicateurs* » est un inventaire évolutif : les acteurs peuvent à tout moment ajouter les indicateurs qu'ils estiment opportuns.

Comme nous pouvons le constater, le positionnement philosophique sous-jacent à l'approche *INTÉGRAAL* est nettement plus proche du constructivisme social de Stirling que du « *positivisme post-normal* » de Munda. Ainsi le confirme cet autre extrait de notre entretien avec O'Connor :

> « Lorsque quelqu'un dit qu'un objet est complexe, il affirme par la même occasion que la complexité est une propriété de cet objet ; il tente donc de le définir. Moi, j'ai appris de la philosophie bouddhiste l'idée suivante : 'n'affirme pas la réalité' (*don't predicate reality*). J'ai compris il y a une vingtaine d'années que nous ne devrions pas aller trop loin dans notre volonté d'affirmer 'ceci est cela'. (…) En fait, à travers la MD, nous déplaçons le focus de l'évaluation des aspects ontologiques à l'épistémologie »

L'approche *INTÉGRAAL* a été appliquée pour évaluer, entre autres, des scénarios d'aménagement territorial dans le Mantois (Nord-Ouest des Yvelines) (Reichel et al. 2010), des scénarios d'agriculture durable périurbaine dans une communauté de communes de l'île de France (Da Cunha 2010), diverses stratégies d'agriculture soutenable en Nouvelle Zélande (O'Connor et al. 2010) ou l'élaboration du Plan Régional pour la Qualité de l'Air (PRAQ) dans l'Île-de-France (Remvikos et al. 2010).

Par ailleurs, et avant même la formalisation de l'approche en tant que méta-méthode, la « *Matrice de Délibération* » a été appliquée pour l'évaluation de problématiques diverses telles que la gouvernance des ressources forestières au Madagascar (Rakotovao 2006), l'exploitation des mines d'uranium au Niger (Chamaret 2007), les risques de l'insecticide Gaucho vis-à-vis des abeilles (Maxim 2008) ou encore, des projets alternatifs de prolongement de l'autoroute *A12* dans les Yvelines (Reichel et al. 2009)[38].

Dans les paragraphes suivants, nous proposons une présentation succincte des éléments fondamentaux de chacune des 5 étapes composant l'approche *INTÉGRAAL*.

7.4.4.1 L'identification du problème

La première étape de l'approche vise à cerner le problème faisant l'objet de l'évaluation. Il s'agit ici de discuter, de définir et/ou de rendre explicites les particularités du territoire concerné ; l'(les) échelle(s) pertinente(s) ; les dynamiques et les processus au centre de la problématique ; etc. (Reichel et al. 2010 : O'Connor et al. 2010 : 9).

Dans cette première étape, il est également important de préciser le contexte de l'évaluation en clarifiant notamment les partenaires institutionnels, le budget disponible, les objectifs de la démarche, le calendrier d'activités, etc. L'analyste est censé partager ces informations avec les acteurs engagés dans la démarche afin d'éviter des malentendus sur la portée et les caractéristiques du processus, ainsi que sur les objectifs de l'évaluation.

7.4.4.2 La structuration du problème

La deuxième étape de l'approche consiste à organiser la problématique étudiée dans une logique tridimensionnelle, c'est-à-dire : (i) en identifiant l'ensemble des catégories d'acteurs ou des parties

[38] Un catalogue des utilisations de la « *Matrice de Délibération* » est proposé dans Raharinirina & O'Connor (2010). La MD a été améliorée au cours du temps, notamment grâce aux retours obtenus à travers l'application de ses premières versions.

prenantes ; (ii) en sélectionnant une série de critères d'évaluation, d'enjeux ou de principes d'acceptabilité ; et (iii) en définissant les différentes options, politiques ou scénarios à évaluer.

Dans cette étape, la MD permet de représenter le problème de façon structurée en vue de son évaluation postérieure (il s'agit d'une structuration possible parmi d'autres). La MD joue ici le rôle d'ossature ou de charpente vis-à-vis d'une construction future : elle fournit l'armature sur laquelle l'édifice évaluatif pourra se soutenir.

L'identification des acteurs, la sélection des critères et la définition des options reposent généralement sur une analyse institutionnelle préalable menée par l'équipe de recherche et combinant l'étude de la documentation existante et la réalisation d'entretiens individuels et/ou de réunions de groupe.

La répartition des tâches entre l'analyste et les participants varie d'une application à l'autre selon les ressources disponibles (en termes de temps, de budget et de personnel mobilisable) et les objectifs de chaque cas d'étude.

En règle générale, l'identification des catégories d'acteurs est largement déterminée par l'analyste. Pour ce faire, cependant, il s'appuie le plus souvent sur des informations fournies par les acteurs eux-mêmes (par exemple, à travers la technique du *snowball sampling* ; voir par exemple : Da Cunha (2010)).

La sélection des critères d'évaluation peut être réalisée soit dans le cadre d'une réunion de groupe, soit directement par l'analyste sur la base des informations obtenues au cours de l'analyse institutionnelle (dans ce cas, la liste de critères est généralement soumise à la validation des acteurs).

Enfin, la définition des options ou des scénarios varie elle aussi d'un cas à l'autre. Comme dans les autres APMC étudiées, l'approche *INTÉGRAAL* est appliquée pour évaluer aussi bien des options directement applicables (Reichel et al. 2009) que pour explorer et comparer de « vrais » scénarios (Reichel et al. 2010).

Précisons enfin que tous les acteurs engagés dans l'approche *INTÉGRAAL* évaluent les mêmes options (ou scénarios) à travers les mêmes critères d'évaluation (de façon analogue donc à ce qui est proposé dans la SMCE de Munda). Cela étant dit, lorsque des indicateurs peuvent être mobilisés, les acteurs peuvent choisir ceux qu'ils estiment les plus opportuns, indépendamment donc de ceux choisis par les autres acteurs (dans ce cas, *INTÉGRAAL* se situe donc quelque part entre « le *tableau de bord commun* » et unique de la SMCE et le cadre essentiellement pluraliste de la MCM de Stirling).

7.4.4.3 La représentation du système

Dans la troisième étape de l'approche, l'équipe en charge de l'évaluation cherche à rassembler et à produire divers outils de représentation vis-à-vis du problème évalué. Ces outils peuvent être des modélisations numériques ou spatiales ; des analyses scientifiques diverses (économiques, sociales, politiques…) ; des statistiques officielles ; des rapports publiés dans le monde associatif ; des vidéos ; des témoignages sous forme narrative ; des catalogues photographiques ; etc.

L'étape vise à faciliter la compréhension du problème par l'ensemble des acteurs et à fournir à ces derniers des connaissances suffisamment robustes (mais plurielles) leur permettant d'appréhender

et de s'approprier les différents critères d'évaluation (éventuellement à travers des indicateurs), et de mobiliser ces critères dans l'évaluation des options ou des scénarios.

7.4.4.4 L'évaluation

Dans cette quatrième étape, les acteurs sont mobilisés pour évaluer chaque option selon chaque critère d'évaluation. L'évaluation peut se faire soit en ligne (via le système KerDST), soit sur papier (en remplissant à la main plusieurs matrices bidimensionnelles préconçues par l'analyste puis insérées a posteriori par ce dernier dans le système KerDST).

Dans un cas comme dans l'autre, les jugements des acteurs viennent composer « *le cube* », à l'intérieur duquel chaque cellule représente un croisement particulier des trois axes évaluatifs et correspond donc au jugement d'une option *j* par une catégorie d'acteurs *k* selon un critère *i*.

L'approche *INTÉGRAAL* prévoit quatre types d'évaluation (voir tableau 7.5 ci-dessous) selon :

(i) la possibilité (ou pas) pour plusieurs participants appartenant à une même catégorie d'acteurs d'établir des jugements individuels différents les uns des autres ;

(ii) la possibilité (ou pas) pour les participants de mobiliser plusieurs indicateurs de performance pour définir et mesurer chaque critère d'évaluation.

Tableau 7.5 : les 4 variantes d'évaluation envisagées dans l'approche INTÉGRAAL

<table>
<tr><td colspan="2" rowspan="2">KERDST©
Typologie du Processus de Délibération avec l'Outils d'Aide à la Délibération "KERDST"
© KerBabel™ C3ED (2006)</td><td colspan="2">ROLE DES INDICATEURS DANS L' EVALUATION</td></tr>
<tr><td>SANS INDICATEURS
"Colorier les cellules"
(avec ou sans commentaires)
Pour chaque cellule, un seul jugement (par couleur) est enregistré pour chaque catégorie de partie-prenante (via discussion ou expertise)</td><td>AVEC INDICATEURS
Le jugement pour chaque Cellule de la Matrice est informé par un "panier d'indicateurs".
La couleur de la cellule dépend de la signification et du poids relatif attribué à chaque « panier » d'indicateurs</td></tr>
<tr><td rowspan="2">COMMUNAUTE D'UTILISATEUR</td><td>FERMEE
La délibération n'est pas ouverte à une communauté.
Un seul (synthétique) jugement est enregistré pour chaque catégorie d'acteur/partie prenante</td><td>A. EVALUATION QUALITATIVE MULTI-PARTIES-PRENANTES MULTI-CRITERES</td><td>C. NON PARTICIPATIF EVALUATION BASEE SUR INDICATEURS</td></tr>
<tr><td>OUVERTE
La délibération est ouverte à une communauté étendue.
Participants multiples dans chaque catégorie de partie-prenante qui peut contribuer à l'évaluation</td><td>B. EVALUATION QUALITATIVE PARTICIPATION MULTI-ACTEURS (SANS INDICATEURS)</td><td>D. PARTICIPATION MULTI-ACTEURS EVALUATION BASEE SUR INDICATEUR</td></tr>
</table>

Source : Bureau et al. (2007 : 4)

(i) dans le premier cas de figure (**ÉVALUATION FERMÉE SANS INDICATEUR**, variante A), chaque catégorie d'acteur *k* évalue la performance de chaque option *j* selon chaque critère *i* à travers un seul jugement. L'analyste propose pour cela une échelle de jugements linguistiques codifiés sous forme de couleurs (par exemple : « *mauvais* » = rouge ; « *plus ou moins bon* » = jaune ; « *bon* » = vert ; « *je*

ne sais pas » = blanc ; « *ça ne me concerne pas* » = bleu)[39]. Les jugements par couleurs sont généralement complétés à travers des commentaires de type discursif.

(ii) dans la deuxième variante envisagée (**ÉVALUATION OUVERTE SANS INDICATEUR**, variante B), plusieurs participants appartenant à une même catégorie d'acteurs *k* peuvent juger chaque option selon chaque critère d'évaluation. Les jugements individuels des participants sont ensuite agrégés puis transformés par l'analyste ou par le système KerDST en ligne en un jugement d'ensemble pour chaque catégorie d'acteur (ce sont ces jugements par catégorie d'acteur qui composent la MD). La couleur affichée par les cellules du « *cube* » correspond à la couleur qui a été le plus utilisée au sein de la catégorie d'acteurs concernée (les jugements des participants ont tous le même poids).

(iii) une troisième variante (**ÉVALUATION FERMÉE AVEC INDICATEURS**, variante C) permet à chaque catégorie d'acteurs *k* d'évaluer la performance de chaque option *j* non plus à travers un seul jugement par critère d'évaluation, mais à travers plusieurs indicateurs (ou attributs) mobilisés au sein de chaque critère *i*. Les indicateurs choisis pour un même critère peuvent varier d'une catégorie d'acteurs à l'autre. Le nombre d'indicateurs mobilisés peut lui aussi varier entre les différentes catégories d'acteurs (le système KerDST limite tout de même à 5 le nombre d'indicateurs mobilisables par critère). Les indicateurs peuvent être sélectionnés dans le catalogue proposé par l'analyste ou être directement proposés par les acteurs au moment de l'évaluation (dans ce cas, les nouveaux indicateurs viennent compléter la « *Foire aux Indicateurs* »). Les participants attribuent par ailleurs une importance relative à chaque indicateur[40].

Dans cette variante de l'évaluation, les participants ne jugent donc plus la performance des critères d'évaluation à travers l'attribution d'une couleur (comme cela était le cas dans les variantes A et B) ; mais plutôt celle de chacun des indicateurs qu'ils ont choisis vis-à-vis du critère en question. Le jugement global pour chaque critère résulte alors d'une fonction agrégeant les jugements par indicateur (toujours formulés sous forme de couleur). Plus concrètement, le système KerDST calcule un « *pourcentage de représentativité* » pour chaque couleur utilisée (ce pourcentage correspond à une somme pondérée au sein de laquelle sont considérés aussi bien le nombre d'utilisations de la couleur en question, que l'importance relative attribuée aux indicateurs jugés à travers cette couleur)[41]. La couleur finalement affichée dans la MD est celle ayant le « *pourcentage de représentativité* » le plus élevé (ce pourcentage détermine aussi le degré de remplissage de la cellule, voir chapitre 9).

(iv) enfin, dans un quatrième cas de figure (**ÉVALUATION OUVERTE AVEC INDICATEURS**, variante D), la MD permet à plusieurs participants appartenant à une même catégorie d'acteurs *k* de juger la performance de chaque option *j*, en mobilisant pour cela plusieurs indicateurs pour chaque critère d'évaluation *i*. Dans cette variante, le système calcule pour chaque cellule « intérieure » des pourcentages moyens de représentativité par couleur (tous les participants ayant le même poids). La couleur affichée est celle ayant le pourcentage moyen de représentativité le plus élevé (à nouveau, la cellule est remplie dans la proportion indiquée par ce pourcentage).

---

[39] Le système KerDST propose ces codes couleurs par défaut, mais l'utilisateur peut modifier aussi bien les variables linguistiques que les couleurs qui leur sont associées.

[40] Les importances relatives peuvent être exprimées en valeur absolue (dans une échelle de 0 à 100) ou en valeur relative (en pourcentage).

[41] Le concept de « pourcentage de représentativité » dans l'approche *INTÉGRAAL* est expliqué en détail et illustré dans la sous-section 9.2.2.4.

Le plus souvent, et bien que des résultats agrégés soient proposés par le système KerDST (à travers les cellules « *bilan* »), l'analyste présente les résultats de l'évaluation de façon désagrégée, en affichant donc les cellules « *intérieures* » du « *cube* ». Plusieurs options sont alors possibles. En effet, tel un kaléidoscope, la MD permet de « raconter » la problématique évaluée de plusieurs façons différentes, en utilisant comme prisme chacune des trois dimensions évaluatives considérées. L'analyste peut en effet fractionner le « *cube* » en plusieurs sortes de « *tranches* » ou de « *coupes transversales* » bidimensionnelles (voir chapitre 9 pour des illustrations) :

i) l'analyste peut tout d'abord choisir de représenter le processus d'évaluation à travers des « *coupes* » par catégorie d'acteurs. Il obtient alors *q* matrices *(n x m)*. Chacune des matrices ainsi obtenues représente les jugements de performance réalisés par la catégorie d'acteurs *k*, option par option et critère par critère ;

ii) l'analyste peut choisir également de représenter le processus à travers des « *coupes* » par option. Il en résulte alors *n* matrices *(m x q)*. Chacune des « *coupes* » résultantes représente alors les jugements de performance obtenues par une option *i*, catégorie d'acteurs par catégorie d'acteurs et critère par critère ;

iii) enfin, l'analyste peut aussi choisir des « *coupes* » par critère d'évaluation : dans ce cas de figure, le cube est « coupé » en *m* matrices *(n x q)*, chacune d'elles permettant de visualiser l'ensemble des jugements réalisés pour un critère *i*, et ce, catégorie d'acteurs par catégorie d'acteurs et option par option.

Quel que soit le prisme choisi, le processus d'évaluation se traduit par une pluralité de matrices et donc, par un résultat essentiellement désagrégé et conditionnel. Cet output fondamentalement pluraliste peut être comparé à celui proposé dans la MCM, composé de multiples « *cartes de jugement* ».

Par ailleurs, il est important de préciser que l'objectif cherché par la MD (et plus globalement par l'approche *INTÉGRAAL*) n'est pas tant d'identifier une « meilleure » option ou décision, mais plutôt de fournir un support à la délibération, en proposant aux acteurs un cadre d'évaluation commun et en leur offrant ainsi l'opportunité d'un apprentissage collaboratif (O'Connor et al. 2007 : 4). Dans ce sens, et comme le remarquait O'Connor lors de notre entretien :

> « La Matrice de Délibération n'exige aux participants ni des compétences théoriques ni des aptitudes particulières par rapport à un certain modèle. Et c'est justement ça qui distingue notre approche d'autres méthodes multicritère ; c'est une sorte de 'cadre anti-experts'. La Matrice permet aux gens de la rue de participer à l'évaluation de manière significative et éloquente. Les gens sont engagés dans le processus en tant qu'acteurs compétents, et ce, non seulement dans la discussion ou dans l'évaluation, mais aussi dans le processus de formulation. (…) Cela n'a aucun sens de faire participer les gens à un processus qu'ils ne comprennent pas, qui ne leur est pas accessible car trop technique. Il est nécessaire de construire un pont cognitif, idéologique et émotionnel ; il est essentiel d'intégrer la processus d'évaluation dans un contexte social ».

7.4.4.5 La communication des résultats

Dans cette cinquième étape, l'analyste communique les principaux résultats de l'évaluation aux participants, puis au public en général.

La présentation des résultats aux participants se réalise le plus souvent dans le cadre d'une réunion plénière au cours de laquelle peuvent être signalés collectivement les réussites et les échecs du processus. Ces retours peuvent donner lieu à un bilan ou à un retour d'expérience. Il n'est pas exclu que les acteurs sollicitent de revenir en arrière et de reprendre la démarche dans l'une des étapes précédemment présentées. Cette réunion est également l'occasion de discuter autour des possibilités de réutiliser dans le futur (intégralement ou partiellement) « *le cube* » issu du processus d'évaluation. Les acteurs peuvent également discuter sur les actions concrètes à prendre à partir des leçons tirées de la démarche évaluative.

7.4.5 Leçons tirées de notre analyse comparative

Comme cela a été déjà indiqué auparavant, la littérature scientifique propose plusieurs grilles permettant de comparer les approches vues dans les sections précédentes. La plupart de ces grilles se focalisent cependant soit sur la composante multicritère (De Montis et al. 2000 ; Omann 2004 ; Dodgson 2009 ; etc.), soit sur la composante participative (Fiorino 1990 ; Webler et al. 1995 ; Beierle 1999 ; van den Hove 2000 ; etc.).

Parmi les travaux offrant une vision plus globale et concernant directement les APMC, Wittmer et al. (2006) proposent par exemple une grille pertinente pour comparer plusieurs « *outils d'aide à la décision* »). Stagl (2007) propose, elle, une dizaine de critères pour comparer diverses « *méthodes d'évaluation de la soutenabilité* ». Les critères utilisés par ces auteurs sont d'ordre aussi bien logistique (temps nécessaire à la réalisation du processus, budget à prévoir, compétences requises en matière de médiation ou de facilitation, accès ou pas au logiciel employé, etc.), que méthodologique (rôle attribué aux méthodes participatives, formalisation mathématique plus ou moins aboutie, etc.) ou philosophique (positionnement sous-jacent plus ou moins constructiviste ou positiviste, esprit plus ou moins consensuel ou agonistique, etc.).

Dans ce travail de recherche, notre analyse comparative visaient deux objectifs principaux : (i) l'identification des APMC les plus adéquates pour explorer collectivement nos « scénarios de vie avec le feu » ; et (ii) la recherche d'éventuelles synergies entre plusieurs APMC globalement cohérentes (autrement dit, partageant une même philosophie ou cristallisant un positionnement épistémologique relativement proche).

Par rapport au premier de ces deux objectifs, deux critères de comparaison nous ont paru incontournables, à savoir, la vocation plus ou moins heuristique des approches, et le poids attribué à la composante participative.

En ce qui concerne le premier de ces critères, un certain degré d'heuristique est indispensable lorsqu'il s'agit d'évaluer des scénarios comme ceux proposés dans la 2ème partie de ce travail. Cela n'a aucun sens en effet d'évaluer des futuribles à travers des outils purement décisionnels et visant donc principalement le choix d'un scénario au détriment des autres. L'application par simple analogie de la logique du choix entre plusieurs options de gestion ne peut mener qu'à une impasse et provoquer le désengagement des acteurs.

Par rapport au deuxième critère, et étant donnée la nature constructiviste et participative de nos « avenirs du feu » (voir chapitres 4 et 5), le recours à une APMC pour leur exploration postérieure ne peut avoir de sens que dans la mesure où le cadre évaluatif en question peut attribuer un rôle central aux acteurs ayant participé à la construction collective des scénarios. Nous avons donc cherché à évaluer pour chaque APMC la place réellement donnée aux processus participatifs et l'influence que les participants ont sur la formulation du cadre d'évaluation (choix des critères, pondérations, etc.) et sur le jugement des options.

Tableau 7.6 : Grille de comparaison des APMC présentées dans ce travail de recherche

		SMCE	MCM	3-SPM	INTEGRAAL
Poids attribué à la composante participative	**Participants « profanes » engagés dans l'évaluation**	Acteurs + citoyens (analyse de sensibilité)	Acteurs	Parties prenantes et citoyens	Acteurs
	Processus participatifs communément déployés	Entretiens individuels et focus groups	Principalement des entretiens individuels. (éventuellement, un focus group à la fin du processus)	(i) entretiens individuels ; (ii) méthode Delphi ; (iii) panels de citoyens	Entretiens individuels + un ou plusieurs focus groups
	Rôle des participants dans la phase descriptive de l'évaluation	Expression « brute » des critères et, le cas échéant, participation à la construction des scénarios	Détermination des critères et, le cas échéant, participation à la construction des scénarios	Les parties prenantes identifient les « valeurs », les « critères » et les « attributs »	Spécification des critères d'évaluation à travers la mobilisation d'indicateurs
	Rôle des participants dans la phase normative de l'évaluation	Les acteurs jugent l'acceptabilité des options (l'analyste pondère les critères)	Les acteurs jugent la performance des options et pondèrent les critères	Des panels de citoyens jugent la performance des options et pondèrent les critères	Les acteurs jugent la performance des options et pondèrent les critères
Degré d'heuristique	**Diversité des critères d'évaluation**	Liste homogène de critères pour tous les participants	Critères variables d'un participant à l'autre	Liste homogène de critères pour tous les participants	Liste homogène de critères mais significations variables d'un participant à l'autre
	Diversité des options (ou des scénarios)	Mêmes options pour tous les participants	Options variables d'un participant à l'autre (au-delà du tronc commun minimal)	Mêmes options pour tous les participants	Mêmes options pour tous les participants
	Pondération des critères d'évaluation	Coefficients d'importance homogènes	Pondérations réalisées par chaque participant	Pondération collective issue d'une somme pondérée	Pondérations réalisées par chaque participant
	Principaux résultats formulés	Construction de deux matrices d'impacts et d'un dendrogramme de coalitions	Présentation de plusieurs cartes de jugements sous forme plus ou moins désagrégée	Arbre de valeurs + « profils de performance » + classement des options et recommandations	Présentation d'une pluralité de « coupes » de la Matrice

Pour ce qui est du deuxième objectif (la recherche de synergies entre plusieurs APMC), nous avons cherché à regrouper les approches partageant une philosophie commune et donc, étant le plus enclines à créer des synergies sans impliquer pour autant des problèmes de cohérence. Dans cette logique, nous avons décidé de représenter spatialement les quatre approches étudiées en fonction des deux critères déjà cités (à savoir, leur vocation heuristique et le poids attribué à la composante participative). Nous avons donc conçu ces deux critères comme deux *continuums* (ou deux axes) et nous y avons placé les approches selon leur proximité à l'une ou l'autre des valeurs extrêmes pour chacun des deux critères (voir figure 7.15 sur la page suivante).

Deux approches extrêmes ont été considérées par rapport au premier critère : (i) les approches purement décisionnelles. Ces approches sont focalisées sur l'identification de l'option la plus efficace, la plus souhaitable ou la plus acceptable. Elles cherchent à faire confluer les éléments de l'évaluation de façon algorithmique ou délibérative et se traduisent généralement par des recommandations concrètes adressées aux décideurs ; (ii) les approches de nature purement heuristique, cherchant à illustrer la diversité d'éléments et à « sonder » collectivement ses profondeurs sans faciliter pour autant l'implémentation d'actions concrètes. Ces approches mettent l'accent sur l'exploration et la découverte des alternatives, des significations et/ou des sources d'incertitudes. Elles se concrétisent le plus souvent en des résultats désagrégés (mais structurés).

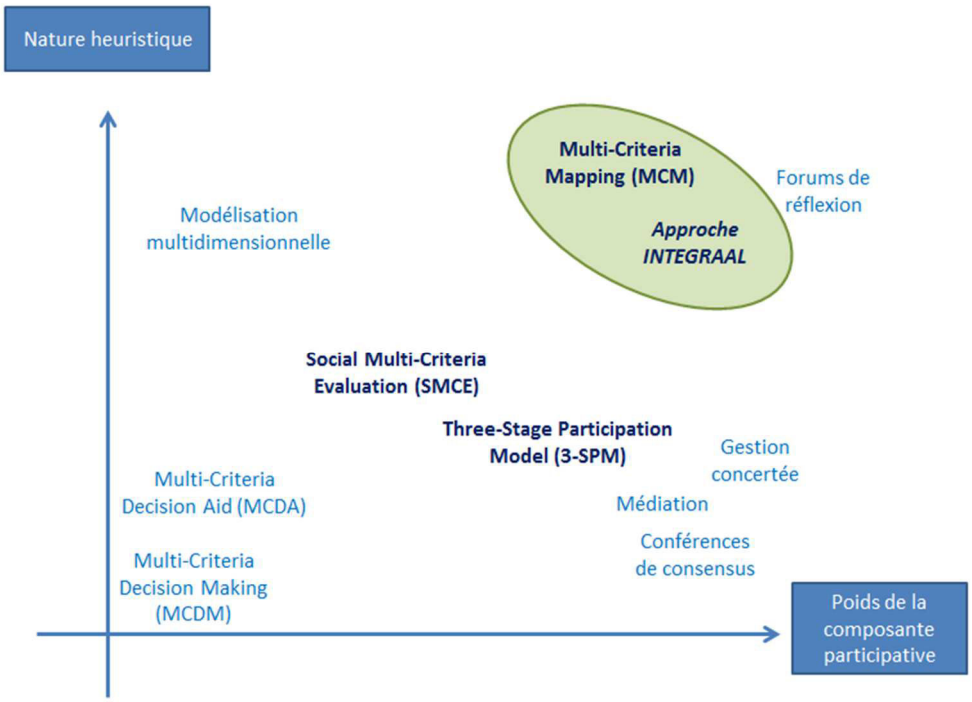
Bien entendu, aucune des quatre APMC ici étudiées ne correspond entièrement à l'un de ces deux extrêmes, mais elles s'en approchent plus ou moins selon les cas. Ainsi par exemple, l'approche *INTÉGRAAL* et la MCM ont une vocation clairement heuristique, notamment si on les compare aux méthodes multicritère classique. Comme on a eu l'occasion de voir, l'une et l'autre permettent à chaque participant de mobiliser les arguments qu'il préfère pour évaluer les alternatives considérées, et ce, même lorsqu'aucun autre participant n'utilise ces mêmes arguments (dans le cas de l'approche *INTÉGRAAL*, cette possibilité est ouverte à travers la « *Foire aux indicateurs* »). Les deux approches aboutissent par ailleurs à un résultat le plus souvent présenté sous forme désagrégée, que ce soit à travers plusieurs « *coupes* » transversales de la matrice (dans le cas de la « *Matrice de Délibération* »), ou à travers diverses « *cartes de jugement* » (dans le cas de la MCM). Dans ce sens, la MCM va peut-être plus loin que l'approche *INTÉGRAAL* dans la logique d'exploration, puisqu'elle permet aussi aux acteurs engagés dans la démarche évaluative de proposer de nouvelles options à tout moment du processus. De leur côté, la SMCE et le 3-SPM préfèrent, elles, fixer une série d'options et un ensemble de critères communs pour tous les acteurs sociaux, les experts et/ou les citoyens mobilisés. Les deux approches aboutissent par ailleurs à des résultats nettement plus compacts et agrégés[42].

Par rapport au deuxième critère (le poids attribué à la composante participative), deux extrêmes ont été également considérés : d'un côté, des AMC menées en vase clos soit par l'analyste, soit par les experts (citons par exemple le MCDM ou la MCDA) ; et d'un autre côté, des processus participatifs ne mobilisant aucune logique ou structuration multicritère (c'est le cas, par exemple, de la plupart des

[42] La SMCE fournit certes deux matrices pouvant se contredire, mais l'approche distingue clairement la signification de chacune d'elles et ne les place pas au même niveau. Le même type de commentaire peut être réalisé par rapport au 3-SPM, dont le résultat de la procédure d'agrégation peut être contredit par les recommandations finalement réalisées par le jury de citoyens, mais qui distingue clairement le domaine des valeurs, des faits et des préférences.

jurys de citoyen ou de la gestion concertée). Les quatre approches ici étudiées étant des APMC, aucune d'elles ne correspond logiquement à l'un ou l'autre de ces extrêmes. Il est possible cependant de les distinguer selon l'importance qu'elles attribuent à la formalisation multicritère ou aux processus participatifs qui y sont englobés. La SMCE, par exemple, met clairement l'accent sur l'aspect multicritère (même si elle implique la réalisation de plusieurs méthodes participatives). Il s'agit d'ailleurs de la seule approche proposant une méthode globale d'agrégation cohérente avec le principe de non compensabilité (les trois autres APMC utilisent plus ou moins directement des méthodes d'agrégation linéaire). A ce sujet, l'approche *INTÉGRAAL* et la MCM optent volontairement et explicitement pour l'utilisation de conventions d'agrégations très simples (même si elles sont imparfaites) afin de ne pas transformer l'évaluation en une sorte de « boîte noire ». Le rôle des acteurs y est prépondérant (à travers le choix des pondérations, l'établissement des jugements de performance, le choix des options, etc.). Etant donné la nature « constructiviste » et « discursive » de nos scénarios, ces APMC correspondent beaucoup mieux aux caractéristiques de notre recherche.

Figure 7.15 : Proposition de discrimination spatiale des quatre APMC étudiées dans ce travail de recherche (critères : nature heuristique et poids de la composante participative)



Source : auteur

Il est important de préciser que les deux critères de discrimination retenus sont indépendants l'un de l'autre. En effet, les approches « décisionnelles » peuvent être basées aussi bien sur une logique purement multicritère (c'est le cas par exemple des méthodes classiques de prise de décision multicritère comme le MCDM), que sur des processus participatifs ne mobilisant aucune logique multicritère (par exemple, les conférences de consensus ou la médiation, visant toutes les deux l'identification d'une solution univoque vis-à-vis d'un conflit particulier). De façon analogue, les approches « heuristiques » peuvent être entièrement participatives (les forums de réflexion sont une bonne illustration de ce cas de figure) ou se baser sur des modèles scientifiques n'incluant aucun élément participatif (comme par exemple la modélisation prospective non-inclusive).

7.5 Conclusion

Ce chapitre nous a permis de présenter le contexte théorique des APMC (nous avons fait le choix de les présenter comme un exemple d'Institution Articulatrice de Valeurs « hybride ») et de constater les différences qui existent entre quelques-unes des APMC proposées dans le domaine de la gouvernance des risques et de l'Economie Ecologique.

A travers cette analyse comparative, nous avons constaté la possibilité de combiner dans notre processus d'évaluation des éléments issus de la MCM et de l'approche *INTÉGRAAL* (et ce, dans le but d'intégrer au mieux dans notre démarche les différents éléments caractérisant la problématique du feu.

Dans ce sens, la MCM s'avère particulièrement pertinente dans l'appréhension de l'**incertitude**. Le fait d'attribuer deux notes (et non pas une) à chaque scénario selon chaque critère d'évaluation permet en effet d'analyser le degré d'incertitude perçu par chaque participant et l'importance que les acteurs attribuent à d'éventuels chocs exogènes vis-à-vis du déroulement des scénarios. Il s'agit d'informations particulièrement intéressantes pour notre démarche (rappelons que les scénarios ont été construits en se focalisant principalement sur les facteurs d'évolution internes).

De son côté, à travers sa structuration tridimensionnelle et kaléidoscopique, la « *Matrice de Délibération* » rend explicite la **complexité** du « problème » du feu tout en le structurant de manière significative. Par ailleurs, grâce à la « *foire aux indicateurs* », il est possible d'analyser les significations que chaque participant attribue aux différents critères d'évaluation et donc, de mieux identifier les **ambiguïtés** interprétatives et normatives inhérentes au 'problème' du feu.

Nous verrons dans le chapitre 9 la façon dont les deux approches ont été combinées dans notre processus d'exploration et dans quelle mesure cette combinaison a produit les effets attendus.

CHAPITRE 8

(RE)STRUCTURATION DU « PROBLEME » DU FEU DANS LE MASSIF DES MAURES :

Analyse historique, identification des acteurs et élucidation des enjeux

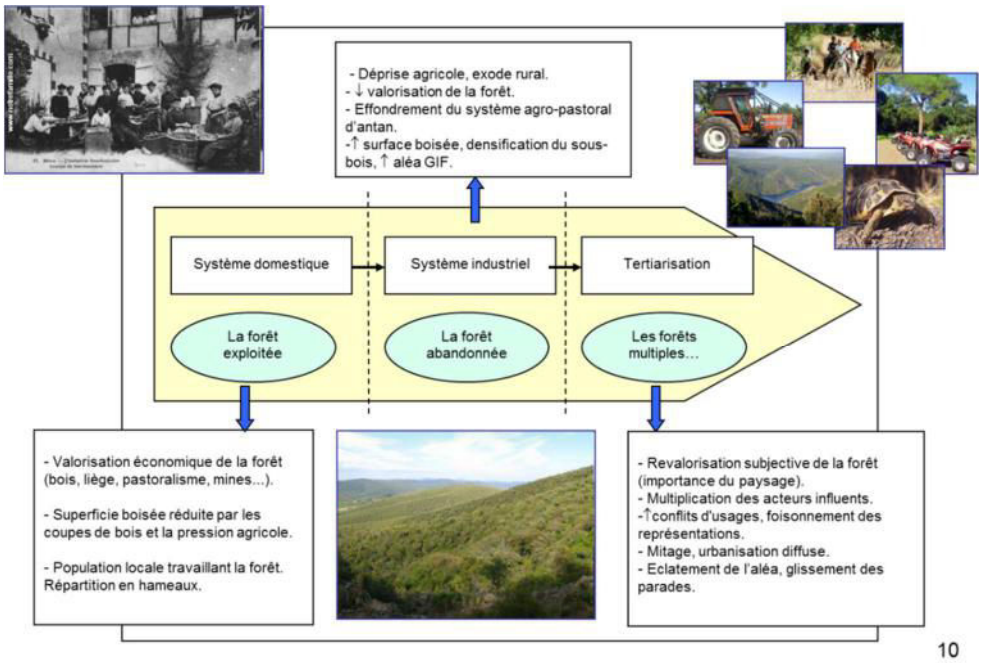
8.0 Introduction

Ce chapitre vise à (re)structurer la problématique du feu dans les Maures selon une logique multicritère. Nous proposons donc ici une *narrative* possible parmi d'autres : l'histoire du feu peut en effet être racontée de multiples façons. Le chapitre est composé de trois sections principales : la **section 8.1** propose une brève analyse historique et met en évidence les mutations socio-économiques que le massif a subies au cours des derniers siècles. Dans la **section 8.2** sont présentées les principales catégories d'acteurs concernées par le 'problème' du feu dans les Maures. Enfin, la **section 8.3** est consacrée à l'explicitation des principaux enjeux du feu.

8.1 Evolution historique de la problématique

La forêt des Maures et son rôle dans le système socio-économique local ont subi d'importantes transformations au cours des deux derniers siècles. Comme dans bien d'autres massifs forestiers méditerranéens, dans le cas des Maures on peut distinguer trois grandes périodes (voir figure 8.1) : (i) une première période (allant du XVIIe siècle jusqu'au dernier quart du XIXe siècle), au cours de laquelle la forêt est fortement valorisée d'un point de vue économique par une société humaine qui l'exploite intensément et de diverses façons : extraction de bois, production de liège, pâturage, etc. ; (ii) une deuxième période, allant jusqu'à la moitié du XXe siècle, et pendant laquelle la rentabilité de la forêt décroît en termes aussi bien absolus que relatifs (par rapport à d'autres activités émergentes plus rémunératrices) et où la « colline » est progressivement désertée par la société locale ; puis (iii) une troisième période, depuis les années 1960 environ, au cours de laquelle la nouvelle population maurenque réinvesti « symboliquement » le massif en lui associant de la valeur principalement en tant que paysage, comme cadre de vie, comme terrain de jeu ou encore, comme réserve naturelle.

Figure 8.1 : Evolution des usages et des valeurs associées à la forêt des Maures au cours des deux derniers siècles



Source : auteur (inspiré de Montiel 2003)

8.1.1 La forêt « exploitée » (jusqu'au dernier quart du XIXe siècle)

Au début du XIXe siècle, l'activité économique des villages maurenques (à l'époque largement autarciques) dépend étroitement des activités traditionnelles de la forêt et de la valorisation de ses produits. La forêt représente à la fois : (i) un lieu de cueillette où les paysans trouvent diverses denrées alimentaires (champignons, plantes aromatiques, asperges sauvages, etc.), récoltent des souches de bruyère, ramassent du bois mort et récupèrent des glands et des feuilles pour le pâturage ; (ii) une réserve de champs agricoles (les paysans défrichent la forêt et cultivent ensuite les sols forestiers) ; et (iii) une source de revenus complémentaires aux activités agricoles (les paysans participent temporairement à l'exploitation sylvicole) (Rinaudo 1980b). La forêt constitue à l'époque l'indispensable complément de l'économie villageoise. Mais la population rurale augmente, et les hommes attaquent la forêt pour conquérir des terres. Les défrichements se multiplient, souvent sur les pentes des montagnes. Les ressources forestières sont avidement recherchées et disputées (Challot 2004). La forêt est alors « *assaillie par des paysans poussés par le besoin* » (Rinaudo 1980a) et voit sa surface diminuer significativement (environ -20 % entre 1789 et 1839 ; *ibidem*). Pendant les deux premiers tiers de siècle, le développement des activités industrielles locales et l'augmentation du prix du bois vont intensifier cette pression anthropique sur la forêt des Maures et se traduire par un milieu forestier largement exploité. Deux activités illustrent particulièrement bien l'évolution de l'économie forestière locale au cours du XIXe siècle : (i) la récolte de bois, (notamment le pin maritime) ; et (ii) la production de liège.

En ce qui concerne la première de ces activités, le pin maritime occupe à l'époque une bonne partie du massif (à ce sujet, De Ribbe (1865 : 33) parle d'« *impénétrables fourrés de pins maritimes où des personnes étrangères s'y sont perdues* ») et occupe une main d'ouvre abondante et diversifiée : des bucherons, des flotteurs, des charretiers, des scieurs, des journaliers à la gare chargeant les wagons et les tartanes, etc. Le bois des Maures satisfait une demande aussi bien nationale (le massif fournit par exemple les chantiers navals de Toulon), qu'internationale (une partie du bois est exporté, par exemple, aux mines de phosphate en Tunisie). Logiquement, les centres de transformation se multiplient, notamment au Muy, où le nombre de « scieurs de long » passe de 32 effectifs en 1836 à 242 en 1906 (Faussillon 2000 : 123).

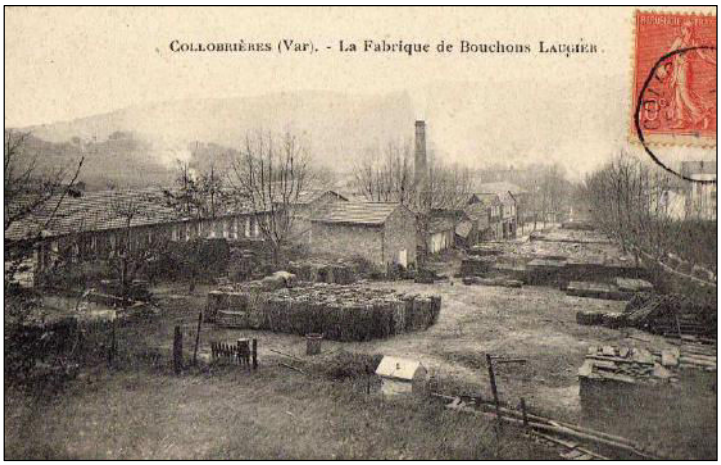
Le Chêne-liège, lui, a toujours existé dans les Maures, mais il a été considérablement étendu par la société humaine pour son intérêt économique, principalement au cours du premier tiers du XIXe siècle, alors que le secteur viticole connait un important essor (la production nationale passe de 30 millions d'hectolitres en 1816 à plus de 50 millions en 1847, puis à 83 millions en 1875) et que la consommation de vin en tonneau perd progressivement son importance au profit des bouteilles en verre. La baisse des prix de vente et la confirmation des découvertes de Pasteur sur les processus de conservation font le reste : les ventes de vin en bouteille s'envolent. Le secteur du liège profite alors de la complémentarité des bouchons avec un secteur extrêmement porteur comme est la viticulture. Très vite, le massif des Maures, où le chêne-liège se plaît particulièrement, est orienté quasi-exclusivement à la provision en matière première des bouchonniers (de Ribbe 1865 : 10)[1,2]. Ceux-ci se multiplient un

[1] Aux bouteilles de vin s'ajoutent les flacons de parfum et les fioles de produits pharmaceutiques qui nécessitent eux aussi des fermetures parfaitement hermétiques (le grand centre français de la parfumerie se situe à Grasse, à une trentaine de kilomètres du massif des Maures).

[2] Comme le souligne Daligaux (1995), l'essor de la mono-industrie du liège dans les Maures se traduit par un accroissement de la vulnérabilité économique des communes forestières comme La Garde Freinet, Collobrières

peu partout dans le massif : en 1812, il n'existe que trois fabriques de bouchons dans les Maures, quarante ans plus tard, il y en a 125 (voir photo 8.1 pour une illustration) et emploient selon les sources, entre 1.859 et 2.300 personnes. Dans le seul village de La Garde Freinet, 27 fabriques de bouchons sont recensées en 1845 ; à la fin de siècle elles emploient 600 bouchonniers sur une population totale d'environ 2.500 habitants (Faussillon 2000 : 126). Le massif des Maures détient pendant un siècle et demi le quasi-monopole national de la production de liège et parvient à conserver sa suprématie mondiale face à la concurrence ibérique jusqu'au début du XXe siècle (Daligaux 1995).

Photo 8.1 : Fabrique de bouchons à Collobrières (1907)



8.1.2 La forêt « abandonnée » (des années 1870 à la moitié du XXe siècle)

L'essor des activités forestières s'estompe cependant dès le début du dernier quart du XIXe siècle. Trois tournants majeurs caractérisent cette rupture profonde (Rinaudo 1980a ; Daligaux 1995) :

Premièrement, l'agriculture varoise se spécialise dans la viticulture et abandonne progressivement la « colline ». Cette nouvelle agriculture, plus moderne et davantage mécanisée, s'installe logiquement sur la plaine et sur la côte (mieux desservies et plus productives). Les formes d'exploitation agricole en forêt deviennent de plus en plus marginales et sont considérées des archaïsmes réservés aux terroirs les plus pauvres.

Deuxièmement, l'industrie du liège jusqu'alors florissante fait face à plusieurs chocs qui freinent brusquement sa croissance : (i) la demande de bouchons en liège chute brutalement suite à la crise du phylloxéra (la production nationale de vin chute de 72 % entre 1875 et 1889) ; (ii) le liège maurenque est soudain confronté à une concurrence internationale fortement compétitive et stimulée aussi bien par l'instauration du libre-échange que par le progrès des transports (les ports marseillais et toulonnais, ayant permis jusqu'alors l'exportation du liège local à l'étranger, facilitent dès les années 1880 l'approvisionnement des bouchonniers varois de liège portugais, espagnol et algérien) ; (iii) les

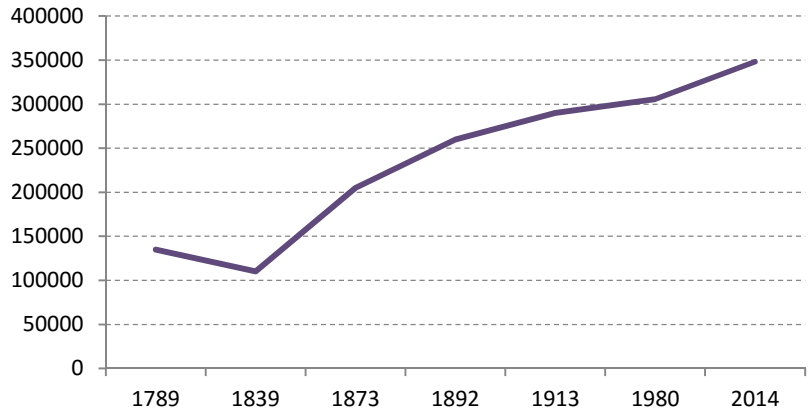
ou Les Mayons, où le tissu économique local a vite perdu sa diversité d'antan (disparition en quelques décennies des tanneries, des ateliers textiles et des activités minières, et diminution significative du nombre de serruriers et de ferronniers).

nouvelles lignes ferroviaires créées dans la région ceinturent le cœur du massif et isolent les principaux centres bouchonniers locaux.

Enfin, troisièmement, l'arrivée du train dans les communes du littoral accélère le développement du tourisme balnéaire et provoque une véritable « hémorragie démographique » dans les communes forestières.

Ces tendances se poursuivent tout au long du XXe siècle, généralement de manière progressive et continue, mais parfois aussi de façon brutale. Ainsi, par exemple, l'arrivée de la cochenille *Matsucoccus feytaudi*[3] (la « petite bestiole ») dans les années 1950 est à l'origine de la destruction de 120 000 hectares de forêts de pins maritimes dans les Maures et l'Estérel. Il s'agit du coup de grâce pour une filière sylvicole locale déjà affaiblie du fait de son manque de compétitivité dans un marché de plus en plus internationalisé (production brute relativement faible ; coût d'exploitation souvent élevés du fait d'un accès très difficile aux parcelles ; qualité technologique des bois relativement modeste : dimensions réduites, formes rarement rectilignes, bois souvent dur et nerveux, fort coefficient de retrait au séchage ; etc.). De son côté, l'industrie locale du liège périclite et tend inexorablement à sa disparition. La forêt tombe en déshérence et ne cesse de s'étendre et de se densifier (voir figure 8.2).

Figure 8.2 : Evolution de la surface boisée (en hectares) dans le département du Var (1789-2014)



Source : auteur (à partir de Rinaudo 1980 et de l'IFN)

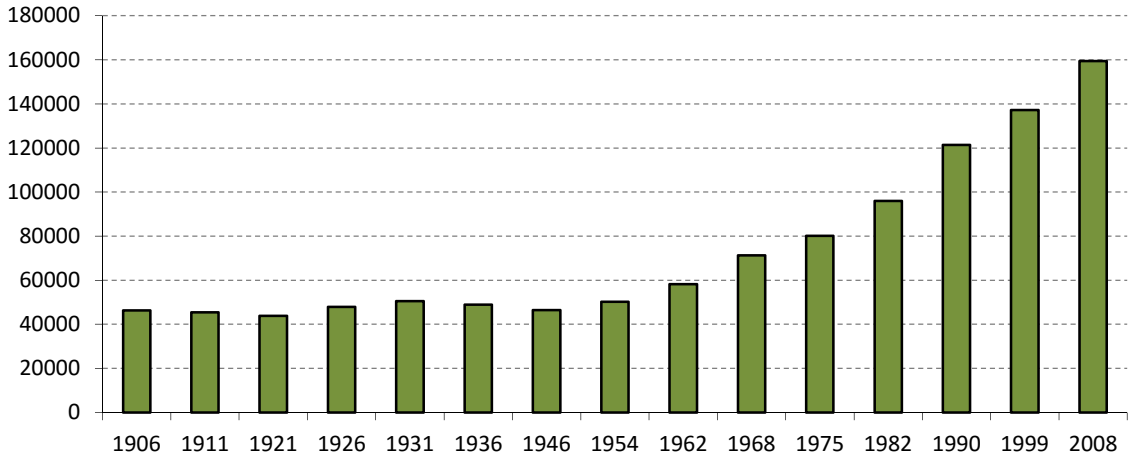
8.1.3 « Les forêts multiples » (depuis la moitié du XXe)

Depuis les années 1950, la forêt des Maures est à nouveau progressivement valorisée (cette fois-ci de manière principalement symbolique) par une nouvelle population en forte expansion (voir figure 8.3) et en pleine mutation (phénomène d'emprise foncière allochtone traduit aussi bien par une multiplication des résidences secondaires (voir figure 8.4), que par une rurbanisation progressive du

[3] Après les grands froids de 1956, la pinède des Maures a subi l'attaque de la cochenille du pin maritime (*Matsuccocus Feytaudi*). C'est un petit insecte piqueur (3 mm) dont les larves (0.5 à 1mm) vivent fixées dans les fissures de l'écorce. Ces larves enfoncent leur stylet dans les tissus vivants du végétal pour se nourrir. Cela provoque des nécroses qui sont à l'origine d'écoulements abondants de résines, du jaunissement des pousses et de la chute de rameaux. Cet affaiblissement induit l'intervention de ravageurs secondaires (petit charançon du pin et scolyte).

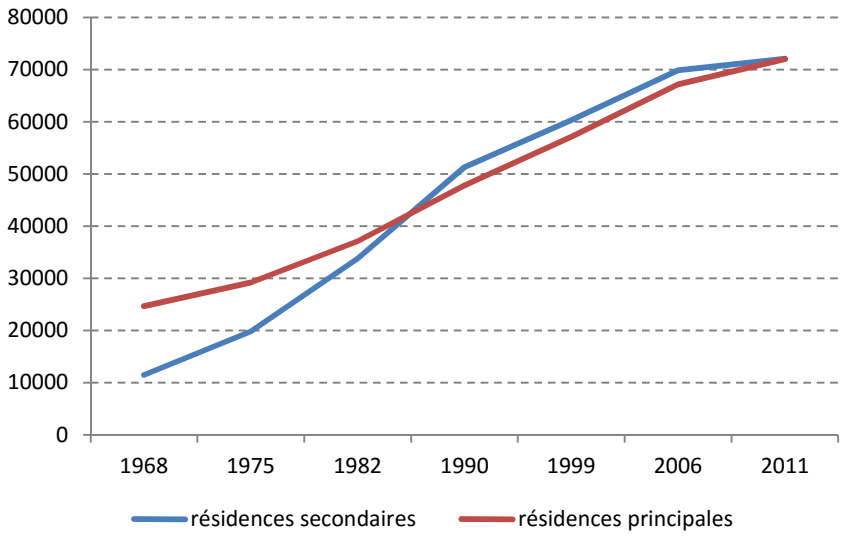
massif (Daligaux 1996)). Comme bien d'autres massifs forestiers français, les Maures font l'objet d'une véritable « crise de référence » (Brédif & Boudinot 2001), caractérisée par : (i) la multiplication des acteurs influents, (ii) le foisonnement des représentations, et (iii) la transformation des attentes.

Figure 8.3 : Evolution de la population du massif des Maures (1906-2008)[4]



Source : auteur (à partir des données de l'INSEE)

Figure 8.4 : Evolution du nombre de résidences principales et secondaires dans le Massif des Maures (période 1968-2011)



Source : auteur (à partir des données de l'INSEE)

La deuxième moitié du XXe siècle se caractérise aussi par le déclin ou l'abandon des activités traditionnelles du massif et la mono-activité touristique (voir photo 8.2). A titre illustratif, la Surface Agricole Utile (SAU) dans le territoire des Maures passe de 32 000 hectares en 1970 à seulement 21 000 hectares en 2000 (soit -37,5 %). L'industrie du liège, elle, n'est plus représentée que par une seule usine de transformation à Fréjus et par une usine de reconditionnement à Pignans. Le secteur

[4] Hors la commune d'Hyères (dont la logique urbaine diffère de celle des autres communes des Maures).

est sinistré ; les suberaies sont en voie de dépérissement du fait du manque d'entretien, des blessures dues à l'écorçage et de l'arrivée du *Platypus cylindrus* (sur le terrain, d'ailleurs, le chêne-liège est progressivement remplacé par le chêne pubescent, le chêne vert ou l'arbousier).

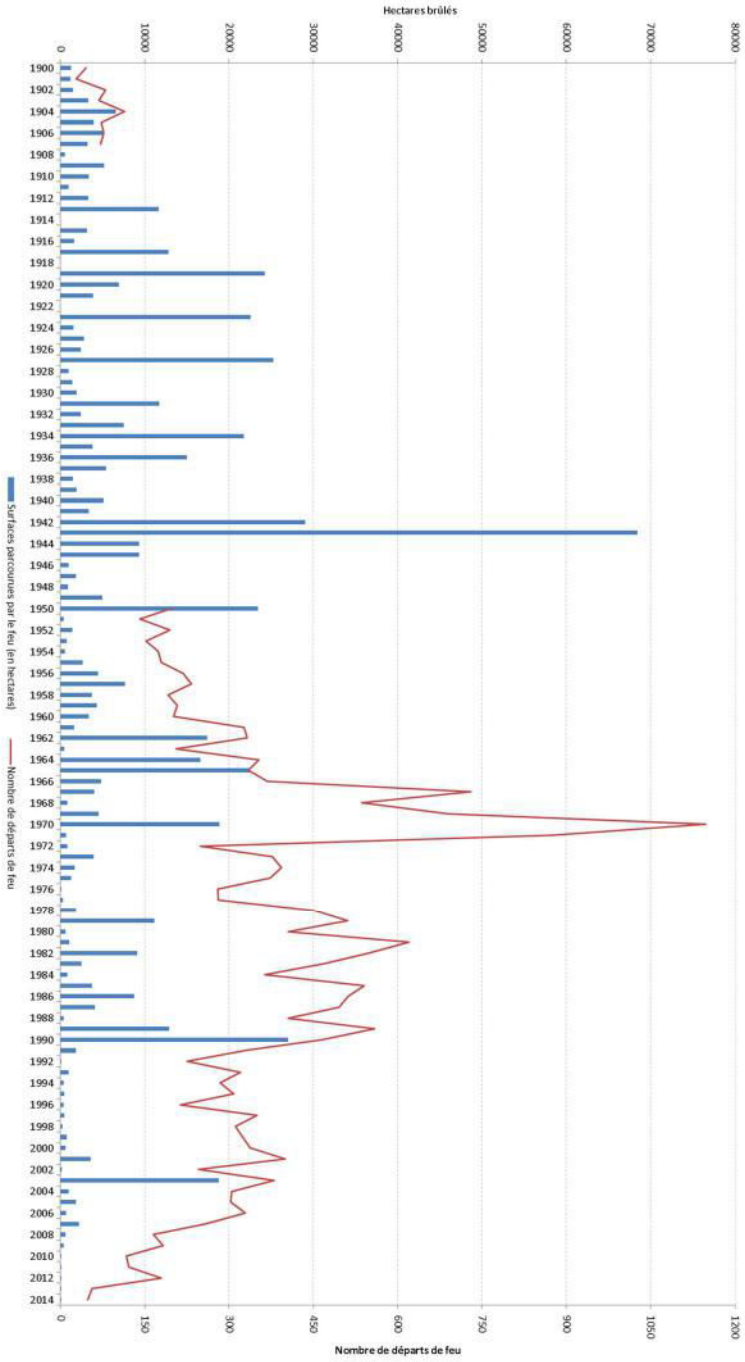
Photo 8.2 : Ancienne coopérative castanéicole de La Garde Freinet (2010), aujourd'hui devenue des logements

Source : auteur

8.1.4 Evolution des surfaces brûlées

S'il existe certainement des liens entre l'évolution des activités humaines en forêt et celle de la problématique du feu, on n'observe pas cependant une corrélation significative entre la valorisation économique du milieu forestier et les surfaces parcourues par le feu. La forêt des Maures a toujours brulé et a connu des grands feux dans chacune des périodes présentées antérieurement. Il n'existe donc pas un « *âge doré* » où les Maures ont été épargnés du feu. Dans ce sens, l'enquête impériale de 1869 sur les feux de forêt dans les Maures et l'Estérel précise par exemple que *« le feu a parcouru pendant les dernières années plus de 40 kilomètres et* [que] *les pertes se sont élevées à plus de quatre millions* » (p.115). Au cours de la seule année 1868, environ 11 000 hectares partent en fumée dans les Maures et l'Estérel. Dans son étude historique sur les feux de forêt, Amouric (1985) répertorie aussi plusieurs grands incendies dans les Maures au cours du XIXe siècle. En 1819, par exemple, un incendie provoqué par une « taillade » consume une immense forêt d'Hyères à Saint-Tropez, sur une distance de quatre myriamètres (soit quarante kilomètres). En 1877, des feux de plusieurs centaines d'hectares ravagent les communes de Bormes, Carnoules et Roquebrune. En ce qui concerne le XXe siècle, et comme on peut l'observer sur la figure 8.5 concernant l'ensemble du département du Var, les bilans catastrophiques de 1990 ou 2003 ne sont pas exceptionnels et peuvent être rapprochés de ceux de 1919, 1923, 1927, 1950, 1965 ou 1970 (le bilan de l'année 1943 doit être interprété en considérant le contexte particulier de la Deuxième Guerre Mondiale : la plupart des feux de cette année-là constituent en effet des actes de guerre).

Figure 8.5 : Evolution du nombre de départs de feux et des surfaces brûlées (en hectares) dans le département du Var (période 1900-2014)



Source : auteur[5]

[5] A partir de la base de données Prométhée, des données internes de la DDTM et des archives départementales. Les bilans de la première moitié de siècle doivent être interprétés avec précaution (il n'existait pas en effet un système de répertoriage systématique).

8.2 Identification des acteurs

8.2.0 Considérations générales

A partir des informations obtenues à travers : (i) la réalisation sur le terrain de 68 entretiens semi-structurés, et (ii) l'étude de la documentation existante sur la problématique du feu dans les Maures (voir sous-section 5.1.1.2), nous avons pu identifier jusqu'à 9 catégories d'acteurs différentes (voir tableau 8.1 ci-dessous).

Tableau 8.1 : Catégories d'acteurs identifiées sur le terrain[6]

Catégories d'acteurs
(i) les agriculteurs en forêt
(ii) les associations de protection de la nature
(iii) les chargés de PIDAF
(iv) le Conseil Général du Var
(v) les municipalités
(vi) les habitants en forêt
(vii) les propriétaires forestiers
(viii) les services de l'Etat
(ix) les sapeurs-pompiers

Source : auteur

Dans les pages suivantes (sous-sections 8.2.1 à 8.2.9), nous proposons une présentation rapide de chacune de ces catégories, ainsi que des relations qu'elles entretiennent les unes avec les autres par rapport à la gestion du feu.

8.2.1 Les agriculteurs en forêt

Cette première catégorie d'acteurs regroupe principalement des éleveurs, des maraîchers, des oléiculteurs et des viticulteurs entretenant des coupures du combustible via le sylvopastoralisme ou la mise en culture d'ouvrages divers (ils reçoivent à ce titre des rémunérations DFCI[7]). Dans les faits, bon nombre des agriculteurs maurenques combinent plusieurs de ces activités.

[6] Le rôle joué par le Conseil Régional se limite au financement d'activités de protection (très souvent, il s'aligne sur les montants déterminés par le CG 83).

[7] Au jour d'aujourd'hui, environ 120 opérations sylvopastorales à vocation DFCI sont menées dans le Var. Ces opérations représentent plus de 5 000 hectares de pare-feux entretenus, une cinquantaine d'éleveurs en contrat avec la collectivité et environ 21 000 brebis, 400 chèvres et 2 000 bovins et équins. Le surcoût engendré par ce pâturage en forêt (environ 550 000 €/an) est pris en charge par la collectivité (voir chapitre 3).

En ce qui concerne l'élevage, on assiste depuis une trentaine d'années à un redéploiement de l'activité pastorale dans les Maures grâce à l'enjeu DFCI (Thavaud 2006). Ce processus s'est fait par étapes : une 1ère phase expérimentale (années 1980) au cours de laquelle l'objectif était de tester l'aptitude des troupeaux à entretenir les sous-bois et les zones embroussaillées[8] ; une 2ème phase de développement (années 1990), avec une augmentation exponentielle du nombre d'éleveurs dans les Maures, facilitée notamment par l'accroissement des surfaces débroussaillées pour la DFCI (et donc par la multiplication d'appels à candidatures pour l'entretien d'ouvrages DFCI), mais aussi par la mise en place des Mesures Agro-Environnementales (notamment les OLAE, devenues aujourd'hui MAET), qui ont permis de compenser auprès des éleveurs les surcoûts liés aux opérations et aux conditions du terrain ; et enfin, une 3ème phase de stabilisation (depuis les années 2000).

A présent, les unités pastorales référencées couvrent environ 10% de la surface forestière des Maures et se composent de 4 catégories principales d'éleveurs : (i) des éleveurs caprins (laitiers et fromagers), plutôt sédentaires et pratiquant un élevage plus ou moins extensif[9] ; (ii) des éleveurs ovins semi-sédentaires (anciens montagnards désormais établis dans le massif), dont les agneaux et moutons pâturent en préférence l'herbe des friches et des vignes en plaine ; (iii) des transhumants hivernaux (bovins laitiers ou viande et ovins viande) en provenance de zones de montagne et dont les animaux pâturent essentiellement sur des parcours boisés entre janvier et juin ; (iv) et des éleveurs d'ânes (depuis quelques années, en effet, se développe considérablement le pâturage d'ânes sur les coupures de combustible).

Le nombre actuel d'éleveurs est considéré constituer un bon équilibre, aussi bien par les ingénieurs agro-pastoraux que par les éleveurs eux-mêmes :

> *« Quand je suis arrivé à Collobrières en 1996, il n'y avait aucun éleveur local, il y avait juste les bêtes de l'association des Hautes-Alpes. Il n'y avait presque plus personne qui voulait être éleveur. Maintenant, il y a plusieurs bergers et chevriers installés dans la commune. L'espace pastoral est à nouveau occupé par des éleveurs locaux et la transhumance inverse n'a plus vraiment raison d'être. Actuellement, on arrive au maximum des possibilités pastorales. La dernière arrivée c'est une fille qui s'installe avec des ânes pour faire du débroussaillement dans des petites parcelles clôturées. Mais pour les années à venir, il n'y a plus vraiment de place pour de nouveaux éleveurs »* (éleveur).

La plupart de ces éleveurs combinent l'entretien d'ouvrages DFCI avec d'autres activités complémentaires dont le poids relatif varie d'un cas à l'autre. En règle générale et dans l'état actuel des choses, la viabilité financière de la majorité des installations pastorales dépend largement des rémunérations obtenues à travers les contrats DFCI :

> *« Au début je ne faisais que de la DFCI. Je gardais des bêtes qui agnelaient à l'automne chez les propriétaires dans les Hautes-Alpes, ils me descendaient les bêtes à partir du mois de janvier une*

[8] En 1987, quelques éleveurs pionniers des Alpes du Sud accompagnés par le CERPAM constituaient dans le massif des Maures les premières associations de transhumance hivernale à objectif de DFCI. Dès 1990, ils contractualisaient leurs prestations d'entretien des coupures de combustible par le pâturage dans le cadre du dispositif de mesures agro-environnementales qui débutait en France.

[9] La production de lait implique des déplacements réduits pour les animaux : la coupure ne peut donc être pâturée que par un troupeau local, dont les bâtiments d'élevage (chèvrerie, salle de traite, fromagerie) sont localisés à proximité.

fois que les agneaux étaient sevrés, et donc j'avais de janvier à juin un troupeau de bêtes qui étaient là que pour l'entretien de pare-feux. Aujourd'hui se greffe en plus le côté production, parce que je fais agneler aussi ici, mais les ¾ de mon boulot ça reste des contrats pour la DFCI. C'est ça qui fait perdurer l'élevage ovin dans les Maures. Sans ça, je serais sûrement ailleurs ou j'aurais fait un autre boulot. En termes de revenus, ¾ sont donc liés à la DFCI et le ¼ restant englobe les primes à la brebis et la vente des agneaux au direct » (éleveur).

« Aujourd'hui, la DFCI représente plus de la moitié de mes revenus. Sans cette rétribution, si on devait compter seulement sur la ressource économique de la ferme, on serait sous le seuil de pauvreté. Le pare-feu nous permet de vivre correctement. Même si ce qu'ils nous donnent ce n'est pas énorme vu la surface qu'on entretient… » (éleveur).

Avec l'évolution des modes de consommation, de nouvelles demandes s'adressent désormais à ces agriculteurs locaux (AMAP, filières locales, etc.). En règle générale, ces agriculteurs ne cherchent pas forcément à maximiser leur chiffre d'affaires, mais plutôt à avoir un certain mode de vie :

« A Collobrières, j'ai plus de demande que ce que je produis. Les gens apprécient un produit naturel et local, ils se régalent en mangeant ça au lieu de manger de l'agneau néozélandais surgelé. (…) Les gens viennent me voir et je suis même obligé de refuser des clients. Si je voulais, le jour de l'Aïd je pourrais avoir 2000 agneaux à vendre pour Marseille et Toulon. Il y a une demande énorme. Mais bon, ce n'est pas forcément mon but. Si je vends entre 50 et 100 agneaux, c'est déjà très bien, je ne veux surtout pas que ça dépasse cette échelle. Je fais que du local. Si j'ai choisi ce métier ce n'était pas pour devenir riche ni pour faire du grand business, mais plutôt pour avoir un certain mode de vie, une qualité de vie » (éleveur).

« Aujourd'hui, mon activité principale ce sont les fruits et légumes. L'activité secondaire ce sont les caprins. Je fais aussi des œufs. Les chèvres ont eu énormément de problèmes depuis le feu de 2003 : le troupeau dépérit progressivement. Je n'ai plus que trente chèvres. Celles qui ont vécu le feu de 2003 ont eu un taux de mortalité très élevé, une baisse du taux de fécondité, elles ont chopé des maladies, etc. Résultat : la production de fromage a été réduite de ¾. Depuis 2003, j'ai brutalement perdu ma production, j'ai perdu ma clientèle… j'ai tout perdu. Par contre, la production de légumes a explosé. On les vend au marché et à travers les AMAP. C'est grâce aux légumes qu'on s'en est sorti financièrement après le feu, ce qui n'était pas prévu à l'origine ! Ce sont les AMAP qui nous permettent de survivre, ça a été déterminant. Nous sommes une petite exploitation avec 4.000 mètres carrés de maraîchage et trente chèvres. Mais on démontre qu'avec ça on peut vivre ici dans ce massif d'une activité agricole et ce, malgré toutes ces contraintes : le feu, le sec, les maladies, etc. » (éleveur-maraîcher).

« Pour beaucoup de gens, le mot « travail » évoque la pénibilité, la torture… C'est comme ça, et pourtant, quand vous avez passé une journée dans la colline à faire du bois, c'est peut-être pénible, mais c'est extraordinaire comme activité. Aujourd'hui tout est mercantile. Tout ce qu'on fait doit avoir une valeur, il faut que ça coûte quelque chose, sinon ça ne vaut pas la peine de le faire… Moi je pars d'un autre schéma : je dis toujours que l'argent que je gagne, c'est l'argent que je ne dépense pas » (éleveur-maraîcher).

Un problème majeur pour le redéploiement d'installations agricoles dans le massif des Maures est l'accès au logement. Bon nombre d'agriculteurs vivent en effet dans des conditions précaires et bien d'autres n'arrivent jamais à s'installer dans le massif malgré leur volonté et leurs recherches :

> *« Les quelques cabanons qui sont libres sont beaucoup trop chers, ça part en résidence secondaire. Les jeunes qui veulent travailler le massif n'ont aucune chance. A Collobrières par exemple, Yannick est resté longtemps en mobil-home. Maintenant il a trouvé un cabanon à louer dans un secteur qu'il fait pâturer. Gilles avait acheté un cabanon en ruines, après 10 ans de galère il a eu l'autorisation pour se faire une maison à peu près correcte… »* (éleveur).

Des communes varoises ont déjà créé des fermes communales[10], des fermes relais[11] ou des fermes relais en usage transitoire[12]. Dans les Maures, ce problème a été énoncé dans le cadre de la Charte Forestière de Territoire (CFT), mais pour l'instant aucune commune n'a dépassé le stade de projet.

En ce qui concerne les relations existantes entre les agriculteurs en forêt et les autres catégories d'acteurs, les agriculteurs que nous avons rencontrés sont majoritairement critiques vis-à-vis des gestionnaires du risque et des experts du feu, que ce soit dans le domaine de la prévention ou de la lutte :

> *« Il y a un manque de communication entre nous, les bergers, et les pompiers. Il faudrait faire des actions communes, mais pour l'instant rien n'est fait pour que les uns se rapprochent des autres. Aujourd'hui, il y a beaucoup de gens dans les bureaux, des gens qui prennent des décisions importantes. Mais on n'écoute pas les gens qui sont vraiment sur le terrain. On a coupé entre le concret et le théorique »* (éleveur).

> *« Ici même il y a eu un feu il y a environ une quinzaine d'années à cause d'une ligne électrique. Ça n'a brûlé que 4 hectares parce qu'il y avait de la vie, parce que c'était entretenu, il y avait des légumes, il y avait des chèvres... C'était un samedi, je rentrais d'un marché. Il y avait des pompiers partout, ils étaient bloqués, ils se prenaient en photo... Chez nous, il y avait un groupe électrogène. On a pu s'en servir. Les seuls dégâts ont été faits par les pompiers… Après le feu, les gars de TF1 sont venus me voir. Tout ce que je vous dis maintenant je l'avais déjà dit à l'époque, mais rien n'a changé ! »* (éleveur-maraîcher).

[10] La collectivité acquiert le foncier, installe un « gérant » et conserve ainsi le patrimoine : elle s'assure ainsi de la continuité de l'activité agricole à long terme.

[11] L'agriculteur installé devient progressivement propriétaire des bâtiments, il bénéficie en fait du pouvoir l'investissement de la commune qui réalise une « opération blanche » grâce au remboursement par les « loyers ».

[12] L'agriculteur débute son activité dans une exploitation mise à sa disposition en attendant son installation définitive sur sa propre exploitation. Il dégage ainsi un revenu qui l'aide à faire face aux avances de trésorerie de son installation. Cela lui laisse également du temps pour trouver du foncier.

8.2.2 Les associations de protection de la nature

Il existe dans les Maures un important tissu d'associations de protection de la nature qui, depuis plusieurs décennies, mènent d'importants combats et revendications pour la préservation du milieu naturel du massif (citons par exemple la mobilisation contre le projet d'installation du groupe Michelin dans les années 1990[13], la mobilisation contre le projet de la Zone d'Aménagement Concerté (ZAC) du "Bois de Bouis" dans la commune de Vidauban, ou encore l'opposition au projet de LGV traversant la Plaine des Maures, etc.). De par leur présence et leur dynamisme, ces associations ont facilité le développement d'une conscience collective, plus ou moins présente chez les catégories d'acteurs identifiées, autour de la richesse biologique, géologique et patrimoniale du massif et de la plaine des Maures. Il existe donc sur le territoire une forte tradition d'engagement et de lutte en faveur de la préservation du milieu (probablement du fait de l'importance et de la récurrence des « menaces » qui pèsent sur ce milieu).

Face à ces menaces, certaines associations ont mené une politique affirmée de maîtrise foncière (leur objectif étant de pouvoir assurer, grâce à ces achats, la protection d'espaces naturels considérés prioritaires en matière de richesse biologique). Ces associations ont négocié par ailleurs des conventions d'usage et des locations de terrains avec des propriétaires privés pour ainsi protéger un maximum de territoire. Parmi les associations qui ont mis en œuvre cette stratégie de conservation du massif, le CEN-PACA (Conservatoire d'Espaces Naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur), ex-CEEP (Conservatoire – Etudes des Ecosystèmes de Provence – Alpes du Sud)[14] et le Conservatoire du Littoral ont joué un rôle principal. Dans les paragraphes suivants, nous proposons d'analyser plus en détail leur stratégie d'achat de parcelles.

8.2.2.1 Le Conservatoire d'Espaces Naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur (CEN-PACA)

Cette association régionale de protection de la nature, régie par la Loi 1901, a été créée en 1975 et fait partie du réseau des Conservatoires Régionaux d'Espaces Naturels (CREN). Le CEN-PACA gère, sur l'ensemble du territoire de la région PACA, environ 600 hectares de terrains acquis par l'association elle-même et 6450 hectares acquis par d'autres partenaires[15]. En novembre 1999, il a acquis, avec le

[13] Un mouvement social sans précédents en matière de protection de la nature dans le territoire des Maures s'était alors opposé au projet du fabriquant français d'implanter un centre d'essais de pneumatiques au cœur de la plaine. Cette contestation, coordonnée notamment par le "*Collectif pour la Plaine des Maures*" (au sein duquel étaient réunies plusieurs associations de protection de la nature) avait évité de justesse, en 1995, la réalisation du projet. Après plusieurs années de réclamation et face à la forte mobilisation sociale suscitée, l'Etat avait alors donné une autorisation inédite au Conservatoire du littoral (dont la mission est normalement d'acheter des caps ou des plages pour les préserver de toute tentative d'urbanisation) pour acheter la parcelle concernée par le projet de Michelin, non située en bord de mer, et ainsi pouvoir la protéger d'autres projets d'aménagements similaires. Suite toujours à la pression des associations locales et de la SNPN (Société Nationale de Protection de la Nature), l'ancienne ministre de l'environnement, Corine Lepage, avait également décidé la mise en place d'un Projet d'Intérêt Général (PIG) de protection de la Plaine, qui est toujours en vigueur (les associations soulignent cependant que le PIG ne s'est pas attaqué aux principales menaces de la Plaine et qu'il ne prévoit aucune mesure globale de protection).

[14] Sur le terrain, beaucoup d'acteurs parlent encore du CEEP (même si celui-ci a changé son nom depuis plusieurs années maintenant).

[15] Le CEN-PACA gère aussi d'autres terrains bénéficiant d'une mesure de protection réglementaire (Arrêté de Protection de Biotope, Réserve Naturelle...) ; voir le site internet du CEEP : http://www.ceep.asso.fr

soutien financier de WWF[16], un site de 97 ha dans l'interface entre la plaine des Maures et l'ubac[17] du massif (site dit "Le Vallon de Saint Daumas"), dans la commune du Cannet des Maures[18].

Depuis l'achat du site, le CEN-PACA y a installé plusieurs abris pour tortues. Il a également restauré trois mares et aménagé une bergerie pour abriter un troupeau local de chèvres qui assurent l'entretien de l'espace. Par ailleurs, de nombreuses études ont été réalisées sur la faune et la flore. Les relations avec les propriétaires forestiers riverains sont normales (dans le sens où il n'existe pas de conflits fréquents) : la plupart ne se rendent presque jamais dans leurs parcelles ou ne sont même pas au courant de l'activité du CEN-PACA. Les principaux problèmes ont surgi par rapport aux chasseurs, qui se sentent en quelque sorte menacés par la maîtrise foncière de l'association.

8.2.2.2 Le Conservatoire du Littoral

Cet établissement public, créé en 1975, est chargé de mener une politique foncière visant à sauvegarder des espaces naturels remarquables pour leur richesse biologique tout au long des côtes marines et des rivages lacustres (Loi n°75-602 et article L.322-1 du Code de l'Environnement). Dans ce cadre d'action, le Conservatoire du Littoral a acquis plusieurs sites naturels dans le territoire des Maures : Corniches des Maures (228 hectares), Plaine des Maures (911 hectares), Domaine du Rayol (33 hectares), vallée de La Môle (92 hectares), Petites Maures (702 hectares). Le Conservatoire du Littoral cède généralement la gestion de ses sites à des institutions publiques ou à but non lucratifs ou à des communes qui assurent un bon entretien de l'espace.

8.2.2.3 Des relations souvent conflictuelles avec les autres catégories d'acteurs

En ce qui concerne les relations entre les associations de protection de la nature et les autres acteurs du feu, bon nombre de ces derniers critiquent la vision trop « *conservationniste* » du CEN-PACA ou du WWF et le fait que celles-ci n'adhèrent pas au discours globalement partagé sur l'état d'abandon de la forêt et sur l'impact que cette déshérence peut avoir sur la problématique du feu :

> *« L'idée que la forêt est sale et qu'elle a besoin de l'être humain pour survivre est fausse. La forêt se débrouille très bien toute seule, elle n'a pas besoin de nous ! C'est une idée que les forestiers ont beaucoup de mal à accepter. Ils ne conçoivent pas du tout qu'une forêt puisse s'autogérer. Aujourd'hui la forêt est embroussaillée, c'est vrai, et c'est certainement ça qui aggrave la dangerosité des feux, mais si autour des maisons il y a avait des champs, des prairies et des animaux qui pâturent, et bien la forêt elle brulerait comme avant, puisqu'elle a toujours brulé, et les conséquences seraient largement minorisées ; il y aurait beaucoup moins de problèmes humains »* (association de protection de la nature).

Les conflits entre les associations de protection de la nature et les autres catégories d'acteurs se sont exacerbés ces dernières années suite à l'implémentation de diverses mesures de protection sur le territoire des Maures (ZNIEEF, Projet d'Intérêt Général, Arrêté de Protection de Biotope, sites Natura 2000, Réserve Biologique Intégrale des Maures, Réserve Naturelle dans la Plaine des Maures, etc. ; voir

[16] Le WWF avait obtenu à son tour le soutien financier des groupes TETRA PACK et FRANCE TELECOM.
[17] Versant d'une montagne exposé au nord, à l'ombre (par opposition à adret).
[18] L'espace a été choisi pour sa richesse en reptiles et amphibiens (20 espèces au total) et sa flore très diversifiée. La couverture forestière est elle aussi très variée, avec 46 hectares de maquis haut arboré, 20 hectares de suberaie, 6 hectares de pinède (pin maritime) et 2 hectares de châtaigneraie. Le site accueille par ailleurs une population stable de tortues d'Hermann.

sous-section 8.3.6). Ces mesures ont créé un sentiment de « *dépossession du territoire*» chez certains acteurs (comme par exemple les propriétaires forestiers, les habitants en forêt ou les chargés de PIDAF) qui s'opposent donc à la « *surprotection du massif* » et à une « *règlementation excessive des usages de la forêt et des travaux nécessaires à son entretien* » :

> *« Ce que cherchent les écolos c'est vider la forêt, mais alors toutes les espèces et tous les animaux vont cramer aussi. Quand l'homme a travaillé le massif, il a obtenu des résultats où que ce soit. Sans l'action de l'homme, c'est la désertification totale. Là où l'homme n'est pas intervenu, la nature a disparu »* (propriétaire forestier).

> *« Dès qu'on veut bouger le petit doigt, on nous arrête. Le massif est surprotégé »* (élu local).

8.2.3 Les « chargés de PIDAF » (maîtres d'ouvrages des travaux DFCI)

Les PIDAF (Plan Intercommunal de Débroussaillement et d'Aménagement Forestier) ont pour objet de planifier l'équipement et l'aménagement des massifs forestiers sur une période de 10 ans afin de prévenir les incendies, ralentir leur progression et favoriser les actions de lutte. Dans les faits, les PIDAF se traduisent sur le terrain par l'installation d'équipements DFCI (points d'eau, citernes, postes de guet, retenues collinaires, etc.) ; la création et l'entretien des pistes DFCI ; le développement et l'entretien des bandes pare-feu ; et la création et l'entretien de grandes coupures agricoles. En bref, les PIDAF planifient la mise en place de l'ensemble des pièces maîtresses du dispositif de prévention. Un des chargés de PIDAF rencontrés sur le terrain s'exprimait comme suit vis-à-vis de ses missions :

> *« Moi je suis en charge de l'élaboration du PIDAF. Mon boulot c'est de faire du cloisonnement. Les travaux réalisés dans ce cadre visent à faciliter l'accès des pompiers au massif et à améliorer l'intervention des moyens de lutte en cas de crise. Mais il n'y a pas que ça, PIDAF contient "D" de débroussaillement, qui est la première arme qu'on utilise, puis "A" qui met en relief le fait qu'il est nécessaire que les acteurs de la forêt redeviennent présents »* (chargé de PIDAF).

Contrairement aux Plans de Prévision des Risques incendies de forêt (PPRif) ou aux servitudes d'utilité publiques annexées aux Plans Locaux d'Urbanisme (PLU), les PIDAF n'ont pas de valeur juridique. Ils ont pour unique base réglementaire la circulaire interministérielle du 15 février 1980, intitulée « Débroussaillement en forêt méditerranéenne »[19]. Les PIDAF constituent donc uniquement des documents d'orientation et de programmation à moyen terme (en général 10 ans) des travaux spécifiques à la DFCI. Ils ne sont donc pas opposables aux tiers. En réalité, les PIDAF sont avant tout un préalable pour l'obtention des aides DFCI (voir chapitre 3)[20]. En effet, la circulaire régissant les

[19] Cette circulaire est adoptée suite aux grands incendies de 1979 ayant brûlé plus de 50 000 ha de forêt méditerranéenne en France. Elle définit les objectifs, les procédures, les financements et la mise en œuvre du débroussaillement en région méditerranéenne. Elle préconise pour cela la création et la mise en place de plans de débroussaillement en forêt afin de renforcer le dispositif de lutte contre les incendies. Elle met en avant la nécessité de cloisonner les massifs forestiers par de grandes coupures pastorales ou forestières, sans en préciser la forme. Il est également précisé que les communes concernées doivent élaborer ce plan avec l'aide de la DDAF (devenue DDTM).

[20] Chaque année, les demandes de subvention pour les travaux PIDAF sont adressées par les maîtres d'ouvrage. Ces demandes sont ensuite analysées et hiérarchisées par l'Etat (par la DDTM en l'occurrence) en fonction de leur urgence et de leur intérêt DFCI. Une commission technique de programmation réunissant le Conseil Régional, le Conseil Départemental, le SDIS et la DDTM discute et valide ensuite ces choix. L'objectif de l'ensemble des financeurs est d'aboutir à un taux de subvention de 80 % pour l'ensemble des projets retenus.

investissements à caractère de protection prévoit que les opérations éligibles à une aide de l'Etat doivent obligatoirement s'inscrire : (i) au niveau départemental, dans le cadre du Plan Départemental de Protection de la Forêt Contre l'Incendie (PDPFCI) : (ii) au niveau des massifs forestiers, dans le cadre de plans d'aménagement et d'équipement contre l'incendie, en particulier des PIDAF.

En règle générale, les PIDAF sont créés à l'initiative des élus locaux. Théoriquement, leur mise en œuvre doit être l'occasion de rechercher une synergie entre les acteurs concernés : élus, services forestiers, propriétaires forestiers, agriculteurs et éleveurs, services des pompiers, représentants des CCFF (Comités Communaux Feux de Forêt), représentants de la protection de la nature, etc. Dans les faits, cependant, et comme nous l'avons montré à travers notre travail de terrain, plusieurs de ces acteurs se sentent exclus de l'élaboration de ces plans (c'est le cas notamment des propriétaires forestiers, des agriculteurs en forêt, des habitants en forêt et des associations de protection de la nature ; voir chapitre 5).

La maîtrise d'ouvrage des PIDAF revient le plus souvent à un Etablissement Public de Coopération Intercommunale (EPCI) : une Communauté d'Agglomération, une Communauté de Communes (CC), un syndicat intercommunal à vocations multiples (SIVOM), etc. Certaines communes optent aussi pour mettre en place toutes seules un PDAF et attribuent alors la maîtrise d'ouvrage à leurs services forestiers ou environnementaux (voir sous-section 3.4.1.1).

Pour ce qui est des relations avec les autres catégories d'acteurs, les chargés de PIDAF sont souvent en conflit avec les associations de protection de la nature (celles-ci estiment « *excessifs* » ou « *inefficaces* » certains travaux de prévention et soulignent leur impact sur la faune et sur la flore). A ce sujet, un des chargés de PIDAF rencontrés sur le terrain s'exprimait comme suit :

> *« Il y a des écologistes qui ne veulent pas qu'on débroussaille ou qu'on le fasse très peu. Cela est la vision que les urbains ont de la méchante machine contre la gentille tortue* [en référence à la Tortue d'Hermann]*. Il nous est arrivé qu'on nous jette des pierres parce qu'on travaillait sur une zone où il y avait des tortues (un travailleur a même reçu une pierre dans l'œil et a failli perdre la vue). Pour nous, qui sommes du milieu rural, le tracteur est plutôt le gentil, celui qui permet d'éviter des lumbagos à son père. On s'est fritté pendant des années. Avant on s'insultait, maintenant on se supporte. Quand ils me font chier, je les fais balader. Et eux pareil, quand je les fais chier ils me dénoncent à la presse. (…) Il y a des collègues qui dramatisent beaucoup plus que moi. Pour moi, le problème ce n'est pas les écologistes, c'est le manque de crédits »* (chargé de PIDAF).

> *« Moi je rappelle toujours qu'il ne faut pas interdire la construction en forêt au service de l'activité forestière et agricole. Les écologistes, eux, voudraient que tout soit PPRif, EBC, etc. sauf, bien sûr là où ils habitent »* (chargé de PIDAF).

Des conflits existent également entre les chargés de PIDAF et les sapeurs-pompiers, notamment par rapport à l'usage que ces derniers font des ouvrages DFCI (pistes, zones d'appui, coupures passives, points d'eau, etc.), mais aussi, de manière plus globale, par rapport à la façon dont le feu est géré :

> *« Le pompier d'aujourd'hui est obligé de tout savoir faire : risques naturels, risques chimiques… Leur niveau de formation est en effet très important, mais on ne peut pas être bon en tout… Les gens qui étaient autrefois pompiers, eux, ne savaient faire que des feux de forêt. C'était des*

saisonniers (agriculteurs, chasseurs…). Cela n'est plus possible aujourd'hui. Quand on voit débarquer les mecs, franchement il vaut mieux qu'ils restent chez eux. Il y a des gens qui sont très bons, mais à côté de ça… Nous on a perdu quatre jeunes pompiers du Luc qui connaissaient très bien la colline lors d'un feu au Tanneron en 1985. Eux, ils partaient toujours attaquer le feu en forêt, sans besoin d'assistance. Jusqu'au jour où ça n'a plus marché. Les trois pompiers morts en 2003, c'était sur une route goudronnée. C'est révélateur… Les décès ne sont pas de la même nature. Il y a 15 ans on envoyait les gens avec des GMC dans des coins pas possibles. Aujourd'hui, les pompiers ont du matériel pour monter aux arbres et ils meurent sur le goudron. Ça révèle qu'il y a une moins bonne connaissance de la forêt et que les pompiers qui dirigent les actions de lutte n'envoient plus les hommes au cœur de la forêt » (chargé de PIDAF).

Comme on peut le constater à travers ces témoignages, les chargés de PIDAF assument souvent le rôle de garants des valeurs et des usages forestiers traditionnels des Maures en s'opposant notamment aux « nouvelles » valeurs véhiculées par la population néorurale (« *les écolos* », « *les parisiens* », etc.) et au langage scientifique des experts (« *les bureaucrates* », « *les rouges* », etc.).

8.2.4 Le Conseil Général du Var

A la fois accompagnateur, coordinateur, financeur et opérateur sur le terrain (à travers ses unités de FORSAP et ses équipes du Génie Civil), le Conseil Général du Var (CG 83) constitue aujourd'hui très certainement l'acteur principal dans le dispositif de protection contre les incendies de forêt. A ce sujet, un membre de la DDTM s'exprimait comme suit lors de notre entretien :

« Le Conseil Général est très présent, plus que présent d'ailleurs ! C'est un gros financeur qui est devenu également un acteur incontournable. Petit à petit, ils se sont dotés d'un service forestier très important. C'est le CG qui a monté les Comités de Massif, les Comités de Secteurs… Ils ont vraiment une volonté politique d'être présents d'une manière incontournable sur tout ce qui concerne la DFCI. Ils prennent un peu la place de l'Etat, vu que nous nous sommes peu nombreux et nous avons des difficultés à répondre à l'attente de toutes les collectivités. Le Conseil Régional a évolué dans les sens opposé. Pendant des années ça a été un acteur incontournable, il finançait toutes les actions : la filière bois-énergie, le sylvopastoralisme, etc. Et du jour au lendemain, il a commencé à reculer, à se retirer… Toute une politique de plusieurs années est en danger… Je me pose des questions par rapport à ce genre de désengagement… De plus que l'Etat tend à se désengager également (membre de la DDTM 83).

Le CG 83 participe notamment à :

(i) la surveillance des massifs forestiers (le CG 83 met à disposition de la Préfecture 24 patrouilles forestières de prévention et 2 points hauts activés tous les jours pendant toute la saison à risques, assure la veille radio pour la coordination des patrouilles mises en place par les CCFF, participe au financement du fonctionnement des patrouilles forestières de prévention de la DDTM, verse des aides aux CCFF pour l'achat de biens et d'équipements, etc.) ;

(ii) au débroussaillement aux abords des routes départementales au travers des massifs forestiers (bien au-delà des obligations légales ; voir chapitre 3) ;

(iii) au financement des travaux inscrits dans les PIDAF (le CG 83 est l'un des principaux financeurs des travaux DFCI, que ce soit en matière de création d'ouvrages, d'entretien ou d'opérations sylvo-pastorales (voir chapitre 3) ;

(iv) l'équipement en matériel de protection contre l'incendie (le CG 83 attribue des bornes incendies et des barrières de fermeture contre l'incendie aux communes qui en font la demande, il met à disposition des communes des motopompes) ;

(v) la mise en place d'une concertation institutionnelle entre les acteurs de la prévention et de la lutte (notamment à travers la création du Comité Technique Départemental[21])

(vi) la sensibilisation des occupants de bâtiments de secteurs sensibles à l'incendie (à travers la création des Comités de Secteur[22]) ;

(vii) la mise en place et la pérennisation des Comités de Massif[23].

[21] Le Comité Technique Départemental (CTD) a pour objet d'une part, de débattre de thématiques DFCI qui ne sont pas de la compétence de la sous-commission départementale pour la sécurité contre les risques incendies de forêt, et d'autre part, de participer à la préparation de ses travaux sur le plan technique (normalisation des ouvrages DFCI, modernisation du réseau radio, maintenance des citernes et poteaux incendies, etc.). Le CTD associe le Parquet, les forces de l'ordre, le SDIS, la DDTM, l'ONF, l'ADCCFF 83 et l'association des communes forestières du Var (COFOR 83).

[22] Suite aux grands incendies de 2003, le CG 83 a proposé la création des Comités de Secteur visent à coordonner les différents acteurs à l'échelle communale, et à mettre en place des outils de travail communs entre les différents services, associations et institutions en charge de la prévention et la lutte contre les incendies. Plus concrètement, les objectifs des Comités de Secteur sont : (i) de sensibiliser les habitants au risque feu de forêt et au respect de l'obligation légale de débroussaillement autour des habitations ; (ii) de disposer d'une meilleure connaissance des interfaces forêts/habitats par le recensement des habitations (pour ce faire, le CG 83 met à disposition un logiciel permettant de réaliser la cartographie et le suivi des contrôles de débroussaillement) ; et (iii) de faciliter la coordination de chaque intervenant en prévention passive et en phase de lutte.

[23] Cette structure, proposée également par le CG 83 suite aux incendies de 2003, se présente sous la forme d'une « table ronde » dont les objectifs sont de deux types :
(i) l'élaboration d'une stratégie et d'un plan d'action au niveau du massif. Cet objectif se traduit par la réalisation d'une analyse fine de la problématique (causes de départs de feux, inflammabilité et combustibilité, scénarios de feux, etc.), l'établissement d'une stratégie au niveau du massif (résorption des causes de départ, équipements stratégiques, surveillance, etc.), la définition des objectifs à atteindre et la déclinaison de ces objectifs en actions.
(ii) la concertation et la coordination entre les partenaires. Dans ce sens, le comité de massif est composé d'une part des membres du Comité Technique Départemental, à savoir, le Préfet (et services de l'Etat), le Conseil général (et services), le Conseil régional (et services), l'ADCCFF, la COFOR et le SDIS) et d'autre part des « partenaires locaux » : Maires des communes concernées, structures intercommunales en charge de la forêt (chargés de PIDAF), structures de la forêt privée, etc.

8.2.5 Les habitants en forêt

Les habitants en forêt constituent une catégorie d'acteurs hétérogène à laquelle peuvent s'identifier entre autres des agriculteurs ou des propriétaires forestiers dont le domicile est situé en milieu forestier. Cela étant dit, cette catégorie concerne principalement les acteurs dont : (i) le lien avec la forêt et le phénomène du feu passe avant tout par leur lieu de résidence (et non pas par une activité professionnelle) ; (ii) le rapport à la problématique est caractérisé par les règlementations qui leur sont imposées en tant qu'habitants (ex : obligation de débroussaillement[24], déclaration d'incinération en forêt, demande d'autorisation d'emploi du feu, etc.) et les actions volontaires qu'ils peuvent entreprendre pour réduire l'aléa induit et/ou l'aléa subit autour de leurs maisons.

Structurés à travers des Comités d'Intérêt de Quartier (CIQ) ou des associations, les habitants en forêt se sont mobilisés notamment contre les PPRif, mis en marche dans le département du Var suite aux grands feux de 2003 (ce mouvement de contestation constitue d'ailleurs le noyau identitaire et l'un des éléments fédérateurs de cette catégorie d'acteurs ; la carte 8.1 illustre l'état d'avancement des PPRif dans le département du Var).

Encadré 8.1 : Extrait d'un article paru dans le journal La Marseillaise (19 mars 2007)

Var 5

Risques d'incendies. La mise en œuvre des 17 plans de prévention suscite la colère des communes concernées, coincées entre la question de leur développement et les feux de forêt.

La contestation gronde contre les PPRIF

Dix heures samedi matin sur la place de la Liberté, à Toulon. On dévoule les cadavres, on sort les panneaux, les élus mettent leur écharpe tricolore... Tous s'apprêtent à participer à un grand rassemblement de protestation contre la mise en œuvre des plans de prévention des risques d'incendies de forêt (PPRIF) dans le département (Lire La Marseillaise du 18/03). « Quelques esprits chagrins ou particulièrement dyslexiques ne croyaient pas à notre capacité de rassemblement. Votre présence nombreuse ici atteste aujourd'hui que nous avions raison de miser sur nos énergies, car nous sentions combien il est difficile, voir impossible, d'arrêter un peuple en colère », lance à l'assistance le responsable du collectif intercommunal, Patrick Amato. Dans les rangs, maires, associations, CIL, simples particuliers, représentants d'associations d'élus, du monde agricole sont venus dénoncer le cla-

Source : http://www.sospprif.com/

[24] Le non-respect de l'obligation de débroussailler constitue une infraction sanctionnée par une contravention. En effet, les propriétaires défaillants peuvent encourir une amende allant de 135 € (4e classe) à 1.500 € (5e classe). Par ailleurs, en cas d'incendie, si le feu a atteint une propriété non débroussaillée et s'il s'est propagé aux propriétés voisines, les propriétaires contrevenants peuvent voir leur responsabilité engagée. Leur assurance peut également pratiquer une franchise sur les dommages garantis au titre de l'incendie.

Carte 8.1 : Etat d'avancement des PPRif dans le département du Var (début 2015)

Source : DDTM 83

Les habitants en forêt ne contestent pas tant le bienfondé de la mise en place des PPRif, que la « *criminalisation* » de l'habitat dispersé que ces plans impliquent. Comme alternative au zonage proposé par ces plans, ils proposent des mesures particulières de débroussaillement (si nécessaire, au-delà des obligations légales) :

> *« L'alternative consiste dans le débroussaillement autour des habitations. De nombreux exemples ont montré son efficacité et nous savons tous que faute de combustible tout feu s'éteint, que la pierre et le béton ne brûlent pas[25]. (…) Devant le danger du feu, les citoyens et les collectivités ont besoin d'une garantie de sécurité que seul permet le débroussaillement. L'erreur consiste à prétendre que les habitations en forêt augmentent le risque de départ de feu, ce qui est totalement faux. (…) Quant au phantasme de bureaucrate : l'habitat humain et la forêt étant des entités différentes, il faut les ranger dans des casiers différents, en vertu de quoi on éloigne les humains de la forêt en y interdisant la construction ; nous pensons au contraire que l'interpénétration de l'habitat et de la forêt est souhaitable humainement, culturellement et pour l'environnement. (…) Nous pensons qu'il est temps de désacraliser la forêt. La forêt Provençale a de tous temps été un lieu de vie et d'activités multiples qui contribuaient à son entretien. Ne la*

[25] Suite aux grands feux de 2003, un retour d'expérience en matière d'autoprotection des habitations est réalisé dans la commune du Plan de la Tour par la société Environnement Gestion Aménagement (E.G.A.). L'échantillon de l'étude est de 360 habitations. Selon le rapport publié à cette occasion, 90% des maisons débroussaillées sur 50m (conformément à la loi) ne sont pas touchées par le feu. Le 10% des maisons endommagées s'explique selon les auteurs par une situation topographique particulièrement défavorable ou par un débroussaillement déficient d'un point de vue qualitatif (arbres trop proches de la maison, continuité verticale et/ou horizontale de la végétation, etc.). En ce qui concerne les maisons débroussaillées sur un rayon inférieur à 20m, 62% sont touchées (24% des maisons sont touchées intérieurement). Ce retour d'expérience est souvent évoqué par les habitants en forêt comme preuve de la capacité d'autoprotection des maisons exposées à l'aléa « feu de forêt ».

laissons pas devenir un lieu impénétrable, indéfendable et inconnu des hommes. Le débroussaillement autour des habitations et des voies d'accès protège non seulement les habitants mais aussi la forêt »[26].

« Les experts parlent de plus en plus de l'interface habitat-forêt. Moi je dis que l'interface habitat-forêt n'existe pas, il faut parler de l'interface habitat-broussaille. Moi j'habite en forêt et il n'y a pas d'interface. Ce qui est important c'est de savoir à combien de mètres des maisons il y a une zone embroussaillée, pas une zone boisée ! » (habitant en forêt).

Dans leur argumentation, les habitants en forêt font souvent référence à l'habitat dispersé traditionnel des Maures. Ils soulignent par ailleurs l'efficacité des maisons en forêt en termes de DFCI et les considèrent beaucoup plus adéquates que les lotissements et l'habitat groupé prônés par les PPRif :

« Il y a toujours eu de l'habitat en forêt et on ne peut pas le supprimer. A La Garde Freinet, par exemple, il y avait à l'origine 24 hameaux différents, chacun avec une clairière utilisée par les agriculteurs et dont les abords étaient bien entretenus notamment par la pratique du petit feu. (…) On n'est pas pour l'urbanisation en forêt à l'aveuglette. On sait parfaitement que bâtir une maison sur une crête c'est la condamner ! Mais on est complètement persuadés par l'expérience que si une forêt n'est pas entretenue par l'humain, elle est aussi condamnée. Malheureusement, la logique du PPRif est de vider les Maures de tout habitant ! On va vers les chemins du désert » (habitant en forêt).

« Dans notre commune, lors des feux de 2003, aucune maison n'a pris le feu ; alors que dans les communes du littoral, le feu a détruit plusieurs maisons situées dans des lotissements qui avaient été vidés. Nous, les gens du cru, nous avons la connaissance de la forêt et du feu. Je ne dis pas de laisser construire n'importe où. Il faut que les maisons soient capables de s'auto-protéger, qu'elles aient une réserve d'eau, une pompe thermique, un groupe électrogène… Et évidemment, qu'elles soient bien débroussaillées. Nous sommes persuadés que l'homme bien positionné constitue une excellente protection pour la forêt. D'ailleurs, heureusement qu'on est là car sinon, où c'est que les pompiers iraient se protégeaient ? Qui leur donnerait à boire et à manger ? » (habitant en forêt).

Opposés au SDIS 83 et à la DDTM, qui stigmatisent à leurs yeux l'habitat dispersé, les habitants en forêt s'opposent également aux associations de protection de la nature et plus globalement, à la « *sanctuarisation du massif* » :

« On n'est pas du tout d'accord avec le discours de certains écolos de ville selon lesquels la forêt n'a pas besoin des hommes pour survivre. Si on ne l'entretient pas, elle brûle systématiquement tous les dix ans ! » (habitant en forêt).

Enfin, de manière générale, on retrouve chez ces habitants un positionnement plutôt pragmatique vis-à-vis des revenus que le milieu forestier peut fournir à la société locale actuelle. Les habitants en forêt sont en effet généralement sceptiques par rapport à un éventuel redéploiement des activités

[26] Témoignage tiré du site internet http://www.sospprif.com/

traditionnelles et préfèreraient voir plutôt l'économie locale se tourner définitivement vers le tourisme et le foncier (voir chapitre 9) :

> *« Les écolos veulent sortir l'homme de la forêt ! Au lieu de trouver un compromis intelligent, car l'homme et la nature peuvent vivre ensemble, on veut mette les hommes dehors. Quelle est aujourd'hui l'utilité économique de la forêt si ce n'est que loger des gens ? A quoi elle sert ? Vouloir réintroduire l'homme (exploitant) dans la forêt c'est quelque chose de complètement utopiste. Notre liège n'est pas d'assez bonne qualité, il n'est pas rentable. On a essayé de le relancer avec Covaliège[27], mais ça n'a pas marché. L'évolution de la châtaigneraie est également inquiétante, on a de moins en moins d'eau, des étés de plus en plus secs… La seule possibilité de tirer un revenu de la forêt c'est à travers le tourisme et le service aux personnes. Alors, si on interdit de construire ici, les gens iront bâtir en Croatie »* (habitant en forêt).

> *« Pendant longtemps, l'économie traditionnelle forestière a su maintenir le paysage local. Mais face à l'effondrement de cette économie, c'est à la nouvelle économie de résidence de prendre le relais pour sauvegarder ce patrimoine »* (habitant en forêt).

8.2.6 Les Municipalités

En matière d'incendies de forêt, le Maire et la commune possèdent trois grands types de compétences :

(i) régaliennes : exercice par le Maire de la police municipale (qui a pour objet d'assurer le bon ordre, la sûreté, la sécurité et la salubrité publique) ; possibilité de créer, après délibération du Conseil Municipal, un Comité Communal Feux de Forêt (CCFF) ; présidence du CCFF par le Maire ; contrôle de l'exécution des obligations de débroussailler sur le territoire communal (le Maire a pour devoir de faire exécuter d'office les travaux après une mise en demeure du propriétaire restée sans effet et de verbaliser les contrevenants ; il peut également porter de 50 à 100 m l'obligation de débroussailler autour des constructions) ; etc.

(ii) politiques (considération du risque dans la planification et l'aménagement du territoire) : prise en compte du risque « feu de forêt » dans les documents d'urbanisme tels que le POS, le PLU, la carte communale ou le SCOT ; rédaction du Plan Communal de Sauvegarde ; participation à l'élaboration des Plans de Massif ; possibilité de planifier les équipements et aménagements DFCI à travers un PIDAF ; possibilité d'exprimer son avis lors de l'élaboration du Plan Départemental de Protection des Forêts Contre les Incendies (PDPFCI) et du Plan de Prévention des Risques d'Incendie de Forêt (PPRif) de la commune ; etc.

(iii) maîtrise d'ouvrage : maîtrise d'ouvrage pour les débroussaillements concernant les propriétés de la commune et les voies communales ouvertes à la circulation publique ; maîtrise d'ouvrage de la commune ou de l'EPCI auquel elle a délégué sa compétence pour les équipements de DFCI.

Le territoire des Maures concerne une trentaine de communes dont le profil est parfois très différent (voir sous-section 8.2.6.1). En matière de politique forestière, ces communes sont accompagnées et représentées par l'association des Communes Forestières du Var (COFOR 83), qui joue un rôle

[27] Coopérative forestière varoise du liège.

significatif dans la gestion collective du risque « feux de forêt » dans les Maures (sous-section 8.2.6.2). Par rapport à ce risque, les communes peuvent également constituer des CCFF, composées de bénévoles et assumant principalement des missions de sensibilisation, de surveillance et de soutien logistique aux sapeurs-pompiers (sous-section 8.2.6.3).

8.2.6.1 Les communes des Maures

Le territoire étudié dans ce travail de recherche comprend une trentaine de communes. Au-delà des différences socio-économiques et/ou naturelles qui existent entre elles, ces communes partagent toutes un attachement identitaire important vis-à-vis du massif des Maures. Ainsi en témoignent les différentes démarches et projets évoqués ou entamés ces dernières années en termes de gouvernance territoriale (Charte Forestière de Territoire des Maures, projet de création du « Pays des Maures », projet de Parc Naturel Régional[28], etc.). Cela étant dit, trois profils génériques de communes peuvent être distingués :

(i) les communes « du littoral » ou « les pieds dans l'eau » (ex : Saint Tropez, Cavalaire, Sainte Maxime, Bormes-les-Mimosas, etc.). Ces communes se caractérisent par une activité balnéaire prépondérante et par des revenus considérables tirés de la manne touristique. Elles souffrent cependant de déséquilibres importants : sur-fréquentation, mono-activité saisonnière, forte urbanisation, pression foncière, etc. Malgré ces caractéristiques générales partagées, la surface boisée et le dynamisme en matière de politique forestière varient significativement d'une commune à l'autre. En ce qui concerne plus concrètement les feux de forêt, ces communes mobilisent toutes d'importants moyens pour assurer la protection d'un grand linéaire d'interface (le Mistral pousse généralement vers ces communes les feux éclos au nord du massif).

(ii) les communes « au cœur du massif » (La Garde Freinet, Collobrières, Les Mayons, etc.). Historiquement, ces communes ont une identité forestière très forte, mais suite à l'abandon des activités économiques traditionnelles de la forêt, elles se sont tournées dans une plus ou moins grande mesure vers le tourisme et le foncier. D'un point de vue identitaire, elles sont aujourd'hui « *déchirées* » par cette dichotomie. En règle générale, ces communes ont des surfaces boisées importantes et cherchent malgré tout une redynamisation territoriale équilibrée autour de la forêt. Leurs moyens financiers sont parfois limités (notamment par rapport aux communes côtières) et dépendent en très grande partie du foncier. L'habitat y est généralement dispersé.

(iii) les communes « de la plaine » (Vidauban, Le Luc, Les Arcs, etc.), situées au nord du massif et traditionnellement à vocation agricole, sont soumises depuis plusieurs décennies à une urbanisation très importante autour de divers axes de circulation (autoroute E80, future LGV, etc.). Il s'agit d'un secteur du massif avec des contrastes significatifs, que ce soit d'un point de vue économique (taux de chômage élevé, présence de très grandes propriétés foncières, etc.) ou en termes d'aménagement du territoire (importants projets de développement, application de nombreuses mesures de protection, etc.). En termes de risque « incendie de forêt », ces communes concentrent bon nombre des ouvrages DFCI des Maures (le but étant d'éviter la propagation du feu dans le reste du massif forestier).

[28] Depuis des années, un projet de PNR est évoqué dans les Maures. A ce jour cependant, aucune démarche dans ce sens n'a été réalisée.

8.2.6.2 L'association des Communes Forestières du Var (COFOR 83)

La COFOR 83 regroupe la quasi-totalité des communes que compte le département du Var. Elle représente et accompagne techniquement les communes et leurs représentants afin qu'ils soient de réels acteurs de la politique forestière et environnementale du territoire. Dans son rôle associatif, la COFOR 83 représente donc les communes forestières du Var, défend leurs intérêts auprès des différentes instances départementales, régionales et nationales, et accompagne la construction et la mise en œuvre de politiques forestières, environnementales et énergétiques[29,30]. Dans son rôle technique, elle répond aux questions des élus, met à leur disposition des outils pour la mise en œuvre de politiques forestières et énergétiques, apporte une assistance technique et administrative, et participe activement à des campagnes d'information et de sensibilisation.

8.2.6.3 Les Comités Communaux Feux de Forêt (CCFF)

Les Comités Communaux Feux de Forêt (CCFF) rassemblent (sous l'autorité du maire de chaque commune) des bénévoles volontaires pour la protection de la forêt et la prévention des incendies. Ils sont composés principalement de chasseurs et d'anciens pompiers. Les missions des C.C.F.F. sont : (i) sensibiliser le public au travers de campagnes d'information par la distribution de dépliants auprès des touristes, promeneurs, groupes scolaires, centres aérés, etc. ; (ii) surveiller les massifs et alerter en cas de départs de feu ; (iii) intervenir et assister les secours (en intervenant sur les feux naissants et par le guidage et l'assistante aux pompiers, et au travers d'une assistance logistique) ; (iv) apporter leur concours en matière de DFCI (actions de débroussaillement, entretien du terrain, reboisement des zones sinistrées, etc.).

8.2.7 Les propriétaires forestiers (et les organismes de la Forêt Privée)

8.2.7.1 Présentation des propriétaires forestiers dans le massif des Maures

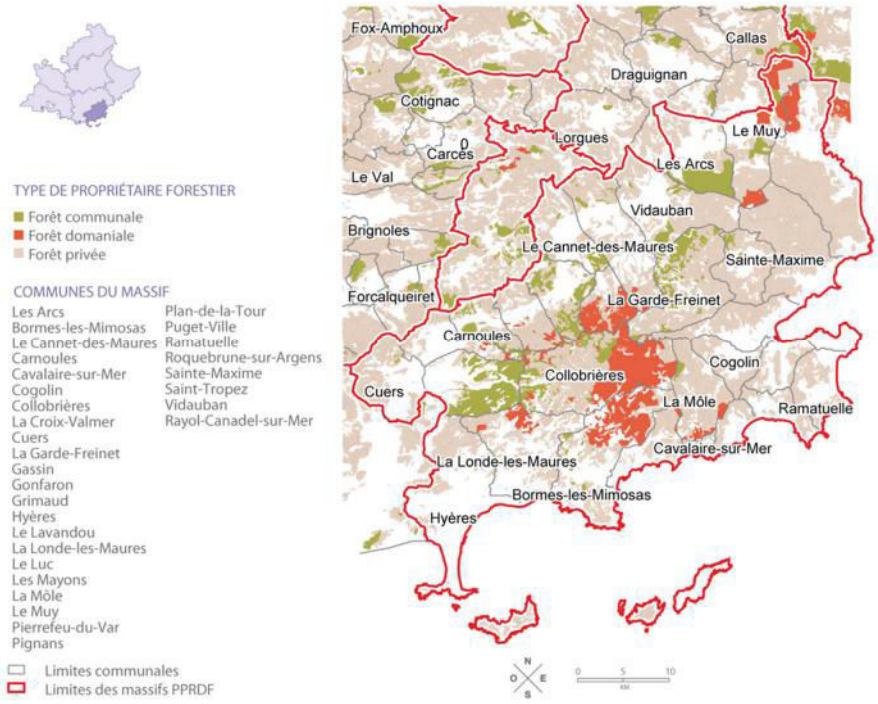
Les propriétaires forestiers privés représentent 79% de la surface boisée du territoire des Maures, soit environ 4/5 du territoire forestier (OFME 2003). La forêt privée des Maures est morcelée (mais ne l'est pas plus que d'autres forêts privées françaises) : au moins 80% des propriétés référencées sur le territoire ont moins de 4 ha de surface. Autrement dit, 4 propriétaires sur 5 possèdent une parcelle dont la rentabilité est quasi-impossible[31]. Pour ce qui est des propriétés de plus de 25 ha, seuil à partir duquel on considère qu'une exploitation peut dans certains cas arriver à couvrir les coûts d'exploitation, leur représentativité en surface est de 40% du massif, mais elles ne représentent pas plus de 5% du nombre total de propriétés (OFME 2003). Dans l'état actuel des choses, deux tiers du massif font donc l'objet d'un incontournable manque de rentabilité.

[29] La COFOR 83 a joué un rôle déterminant dans l'élaboration de la Charte Forestière de Territoire en assumant sa maîtrise d'ouvrage tout au long du processus de préparation (depuis 2013, cette maîtrise d'ouvrage a été transférée au Syndicat Mixte des Maures. Celui-ci constitue désormais la nouvelle structure de référence en termes d'animation territoriale).

[30] La COFOR 83 participe activement au développement de la filière bois-énergie dans le Var.

[31] Comme le souligne Weiss (2003 : 359), la massification de l'exploitation est particulièrement importante pour la commercialisation du bois, puisqu'un grand volume exploité augmente l'attractivité des lots de bois vis-à-vis des acheteurs : "*il limite les frais de suivi et d'exploitation par unité volumique de bois et permet en plus un tri des produits par nature et qualité et donc une meilleure valorisation*".

Carte 8.2 : Forêts communales, domaniales et privées dans le massif des Maures



Source : Plan Pluriannuel Régional de Développement Forestier (PPRDF)

S'il existait un propriétaire forestier type en région PACA, celui-ci serait une personne physique, un homme en l'occurrence, d'à peu près 66 ans, retraité, résidant sur place et s'intéressant peu à la gestion de sa forêt[32]. En règle générale, les propriétaires forestiers n'espèrent donc pas tirer de revenu à travers l'exploitation du bois. En région méditerranéenne, en effet, il est très rare que les recettes de la vente de bois dépassent les coûts de réalisation des coupes d'amélioration et des opérations de débroussaillement. Sauf rare exception, exploiter le bois signifie donc assumer des pertes ou au mieux, récupérer les coûts d'exploitation. Ce manque de rentabilité se traduit dans les faits par une importante sous-exploitation sylvicole : en région PACA, seulement 2% des propriétaires privés vendent leur bois[33] pour une moyenne nationale de presque 20%. Il existe malgré tout dans les Maures des propriétaires forestiers motivés et dynamiques qui entretiennent leur forêt, peut-être pas pour en tirer un revenu, mais plutôt pour mettre en valeur la forêt qui leur appartient (dans une logique patrimoniale).

L'exploitation commerciale du bois étant largement déficitaire et celle des sous-produits de la forêt (champignons, asperges, etc.) se heurtant au « *vol généralisé* », l'autoconsommation de bois constitue la règle générale suivie par les propriétaires exploitants. La région PACA présente en effet le taux d'autoconsommation le plus élevé en France (après la Corse). Cette autoconsommation concerne par ailleurs très majoritairement le bois de feu (80% de la récolte annuelle de bois, contre 40% en moyenne nationale). Le projet d'installation d'une unité de production d'énergie verte à Brignoles peut

[32] AGRESTE PACA (2005) : « La propriété forestière privée en Provence-Alpes-Côte d'Azur », *Etudes* n°15, Mai 2005, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

[33] Hors vente de bois de feu non déclarée…

cependant changer la donne dans les années à venir (jusqu'à présent, les quelques propriétaires exploitant leur bois le vendaient à un prix dérisoire à l'unité de production papetière de Tarascon).

Malgré le caractère déficitaire de la forêt méditerranéenne, les propriétaires forestiers des Maures n'ont généralement pas l'intention de vendre leurs propriétés, ni même de les céder ou de partager contractuellement leurs usages possibles. Les propriétaires privés ont pour leurs parcelles un fort attachement familial qui justifie en lui-même la transmission de la propriété de père en fils, d'une génération à l'autre. La forêt privée représente pour eux un legs moral plus que matériel, un héritage particulier auquel ils s'identifient de façon spéciale :

> *« Un patrimoine va m'être transmis (mon père est toujours vivant), que vais-je en faire ? Je ne connais pas bien cette forêt, je vais la vendre ? Mais il y a un côté sentimental, ces bois viennent de la famille, ils sont un peu un fil conducteur accolé à la généalogie, ils permettent de conserver une attache avec le berceau familial »*.[34]

Certains propriétaires se sont penchés sur l'attrait touristique de leurs forêts. C'est le cas notamment des membres de FORESTOUR, une association Loi 1901 qui regroupe presque une centaine de propriétaires de la région PACA. Ceux-ci ont la volonté de rentabiliser leurs propriétés à travers le « tourisme vert » (et ce, comme le souligne leur charte de fondation, « *sans que les activités touristiques implantées en forêt soient trop denses ou entraînent une sur-fréquentation qui mette en danger le milieu original* »). Face aux obstacles juridiques auxquels se heurtent ces propriétaires (notamment pour la réhabilitation d'anciens bâtiments délaissés), FORESTOUR a proposé entre autres mesures, la création du label « forêt privée ouverte au public », ainsi que celle de la notion de « gîte forestier » (à l'image des gîtes ruraux déjà existant sur tout le territoire national). Leur représentation dans le massif des Maures reste à ce jour marginale (moins d'une dizaine de participants), mais pourrait se développer dans les prochaines décennies.

D'autre part, on constate depuis quelques années un certain engouement chez les propriétaires forestiers maurenques pour les fermes photovoltaïques (celles-ci pourraient constituer d'ailleurs de nouveaux types de coupures de combustible à vocation DFCI). Les demandes d'installations auprès de la DDTM se sont multipliées mais pour l'instant, les projets réalisés sont très peu nombreux.

En ce qui concerne plus concrètement la problématique du feu, les propriétaires forestiers se sentent souvent exclus des organes de gestion du risque (ils critiquent notamment leur absence dans l'élaboration des PIDAF)[35], supportent mal les servitudes qui leur sont imposées en matière DFCI[36] et s'opposent clairement à la vision de la forêt comme facteur aggravant du risque (pour eux, ce n'est pas la forêt privée qui fait courir un risque aux constructions, c'est plutôt l'urbanisation parfois anarchique et incontrôlée qui aggrave la problématique incendie).

[34] Témoignage extrait de la revue *Forêt Privée*, n°30 (2013), p.4.

[35] Au cours de l'établissement des PIDAF, les propriétaires ne sont pas systématiquement consultés à titre individuel. Ils ne sont pas toujours mis au courant des projets inclus dans ces plans d'aménagement ni de la programmation des travaux, même lorsque leur propriété est concernée.

[36] L'ouverture de pistes DFCI est souvent source de conflits avec les propriétaires. La nécessité de ces pistes n'est pas toujours comprise, elles sont souvent déplacée dans le temps, élargies, parfois abandonnées mais toujours présentes (les causes de ce changements ne sont pas expliquées aux propriétaires dont la parcelle est traversée par une piste DFCI)… D'autre part, faute de contrôle, ces pistes ne sont pas de fait réservées à la surveillance et à la lutte contre les incendies et permettent toutes sortes d'utilisation et pénétration à l'intérieur du massif.

Les Propriétaires forestiers sont conseillés, représentés et/ou assistés par plusieurs organismes : le Conseil Régional de la Propriété Forestière (CRPF) (sous-section 8.2.7.1) ; l'Association Syndicale Libre (ASL) de gestion de la suberaie varoise (sous-section 8.2.7.2) ; le Syndicat des Propriétaires Forestiers Sylviculteurs du Var (SPFSV) (sous-section 8.2.7.3) ; le Syndicat des Producteurs de Châtaignes du Var (SPCV) (sous-section 8.2.7.4) ; et la Coopérative Provence Forêt) (sous-section 8.2.7.5).

8.2.7.1 Le Conseil Régional de la Propriété Forestière (CRPF)

Il s'agit d'un établissement public auquel la loi confie la mission d'orienter et de développer la production forestière régionale des forêts privées. Les principaux moyens pour ce faire sont : encourager la coopération et le regroupement, vulgariser les méthodes de gestion susceptibles d'induire une amélioration des forêts et orchestrer la mise en application de l'obligation de dépôt des Plans Simples de Gestion (PSG)[37]. Dans la pratique, les techniciens du CRPF sont amenés à rencontrer les propriétaires forestiers dans leur forêt pour leur apporter des conseils techniques, juridiques ou commerciaux.

8.2.7.2 L'Association Syndicale Libre (ASL) de gestion de la suberaie varoise

Cette ASL a été créée par le CRPF en 1991, après la disparition de la Coopérative Varoise du Liège (COVALIEGE), dont l'objectif était de restaurer les suberaies varoises et de relancer l'industrie du liège (tâche qui, à l'époque, s'est avérée financièrement impossible malgré les aides financières versées). L'ASL compte environ 180 propriétaires adhérents. Elle a pour mission d'accompagner ces propriétaires forestiers dans la gestion de leur domaine, ce qui comprend notamment : la rédaction des Plans Simples de Gestion (PSG), la sélection des entreprises et l'encadrement de tout type de chantier (débroussaillement, coupe de bois, levée de liège, projet sylvopastoral, etc.) et le montage de dossiers pour la demande de subventions (Natura 2000, DFCI, etc.). A la différence des ASL classiques, elle peut acheter et vendre en son nom et percevoir la rémunération des services rendus. Les sommes recueillies sont imputées sur des comptes individuels des adhérents afin de constituer leurs parts respectives d'autofinancement. Elle bénéficie par ailleurs d'une prime du Comité Départemental de l'Association des Communes Forestières (COFOR 83), et a accès aux crédits de prévention contre les incendies (l'ASL de gestion de la suberaie varoise constitue un outil essentiel de mise en place des PIDAF).

8.2.7.3 Le Syndicat des Propriétaires Forestiers Sylviculteurs du Var (SPFSV)

Il s'agit du syndicat professionnel départemental pour la représentation et la défense des intérêts des propriétaires forestiers. Il regroupe un peu plus de 500 adhérents, avec une forte proportion dans le massif des Maures. Même si le nombre de syndiqués reste très minoritaire par rapport au nombre total de propriétaires forestiers, cet organisme représente bien le positionnement des propriétaires les plus dynamiques et ayant un intérêt direct pour leur forêt (ceux-ci y voient le canal approprié pour dénoncer les difficultés qu'ils retrouvent dans la gestion de leurs parcelles).

8.2.7.4 Le Syndicat des Producteurs de Châtaignes du Var (SPCV)

Ce Syndicat est à l'origine de nombreuses initiatives de dynamisation de la filière castanéicole des Maures : formation des propriétaires à la technique du greffage du châtaignier, accompagnement dans

[37] Pour les forêts de plus de 25 hectares.

les chantiers d'élagage, création de produits dérivés en vue de la relance de la production de châtaigne varoise (la bière à la châtaigne, farine de châtaigne, gâteaux...), etc.

8.2.7.5 La Coopérative Provence Forêt

Cette coopérative de caractère régional fournit des services et des conseils aux propriétaires forestiers : ventes de coupes de bois, contrats de gestion, rédaction de PSG, maîtrise d'œuvre… Le nombre d'adhérents a connu une progression continue depuis sa création en 1998. Aujourd'hui, elle compte environ 2500 adhérents et gère une surface de plus de 110 600 hectares de forêts privées (pour l'ensemble de la Région PACA).

8.2.8 Les Services de l'Etat (DDTM, ONF, etc.)

8.2.8.1 La Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM)

La DDTM est un service déconcentré de l'État placé sous l'autorité du Préfet de département et exerçant ses compétences sur l'ensemble du territoire du Var. Elle est issue du rassemblement, au sein d'une même structure interministérielle, des missions qui étaient remplies par la Direction Départementale de l'Equipement (DDE), la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF) et la Direction Départementale des Affaires Maritimes (DIRAM).

Plus concrètement, la DDTM met en œuvre les outils de planification, d'aménagement, de contrôle et de protection du ressort de l'Etat, au service d'un développement durable, notamment dans les espaces fragiles (littoraux, maritimes, forestiers, naturels) ou source de conflits (périurbains). En charge de la prévention des risques naturels (inondations, incendies de forêt, etc.), la DDTM apporte également son expertise multiple à la gestion des crises.

En ce qui concerne le milieu forestier, la DDTM participe à la gestion de la forêt privée (la DDTM donne par exemple son avis, avant l'agrément par le CRPF, sur les Plans Simples de Gestion et contrôle la bonne exécution des plans agréés) ; prend part aux réflexions sur la mise en valeur des forêts ; contrôle l'application de la réglementation forestière (notamment en en matière de défrichement ou de coupe relevant d'autorisation administrative) ; et joue un rôle principal dans la mise en œuvre de Natura 2000 en s'impliquant, entre autres, dans l'élaboration des DOCOB (DOCuments d'OBjectifs), l'animation des sites ou encore, l'évaluation des incidences.

Vis-à-vis de la gestion du risque « incendies de forêt », la DDTM assure une mission de coordination en termes de stratégie départementale et de cofinancement (avec le Conseil Général et le Conseil Régional) pour l'aménagement des massifs forestiers. Cette mission se concrétise entre autres par l'établissement du Plan Départemental de Protection de la Forêt Contre les Incendies de Forêt (PDPFCI) et par la gestion et le contrôle des aides publiques à l'agriculture et à la forêt.

8.2.8.1 L'Office National des Forêts (ONF)

L'Office National des Forêts (ONF) assure une multitude de missions parmi lesquelles notamment : la gestion des forêts publiques (l'ONF gère la Forêt domaniale des Maures, qui s'étend sur 80 km² environ à l'intérieur du massif) ; l'accueil du public en forêt ; la protection de la forêt et de la biodiversité (l'ONF

est l'opérateur du site Natura 2000 « Plaine et Massif des Maures », occupant environ 28 000 hectares et concernant 18 communes) ; la police de la nature ; etc.

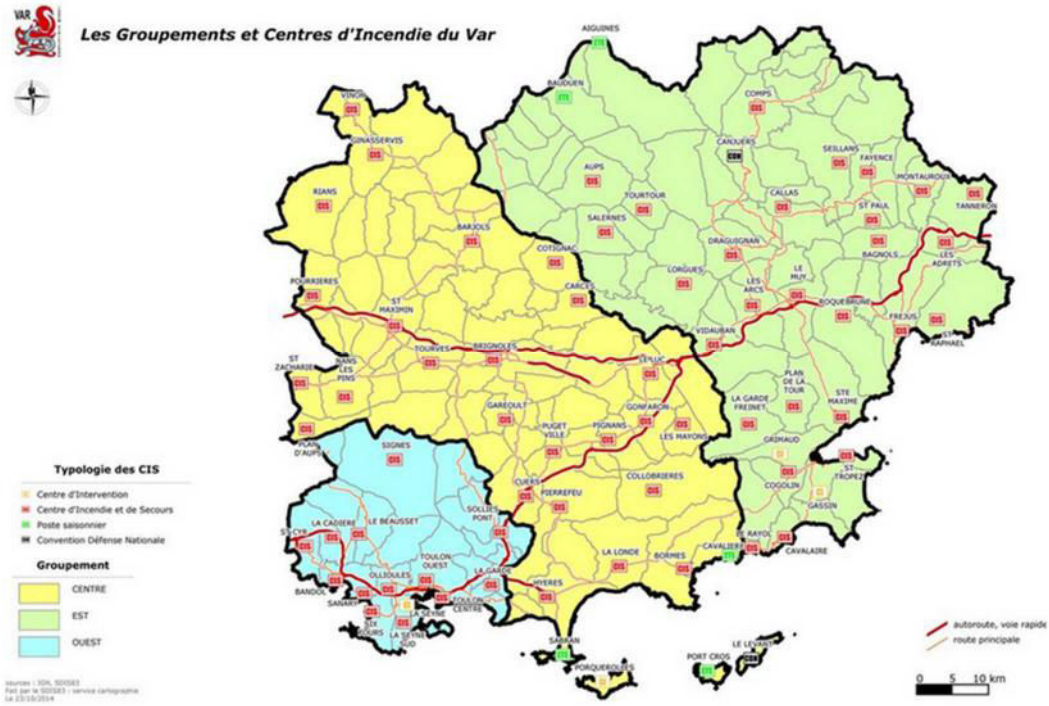
En ce qui concerne plus directement le risque « incendies de forêt », l'action de l'ONF s'intègre dans le cadre de la politique de l'Etat en matière de DFCI et se concrétise sous la forme d'une Mission d'Intérêt Général (MIG). Sur le terrain, l'ONF participe à ce titre au dispositif de surveillance estival et réalise des travaux de prévention en dehors de la saison à risques (dans le chapitre 3, nous proposons une estimation des dépenses annuelles moyennes encourues par l'ONF pour réaliser ces activités).

8.2.9 Le Service Départemental d'Incendie et de Secours du Var (SDIS 83)

Le SDIS 83 est chargé de la prévention, de la protection et de la lutte contre les incendies. Dans le cadre de ses compétences propres, il exerce les missions suivantes : (i) la protection des personnes, des biens et de l'environnement ; (ii) les secours d'urgence aux personnes victimes d'accidents, de sinistres ou de catastrophes ainsi que leur évacuation ; (iii) la prévention et l'évaluation des risques de sécurité civile ; (iv) la préparation des mesures de sauvegarde et l'organisation des moyens de secours.

Le SDIS 83 est organisé en : (i) une direction administrative et opérationnelle située à Draguignan. On y trouve l'ensemble des groupements fonctionnels ainsi que le Centre Opérationnel Départemental d'Incendie et de Secours (CODIS) et le Centre de Réception des Appels d'Urgence (CRAU) ; (ii) 67 Centres d'Incendie et de Secours (CIS) répartis en trois groupements territoriaux (voir carte 8.3).

Carte 8.3 : Groupements territoriaux du SDIS 83 et Centres d'Incendie et de Secours (CIS)



Source : www.sdis83.fr

Le SDIS 83 participe activement au dispositif de surveillance et surtout, aux opérations de lutte contre le feu. Pour cela, il mobilise quotidiennement pendant la saison estivale plus de 760 pompiers et 5 tours de guet (les jours à haut risque, environ 500 hommes de renfort s'ajoutent à ce dispositif). Des moyens aériens (canadair, hélicoptère, bombardier d'eau) sont également prépositionnés en fonction des risques.

Plusieurs des acteurs que nous avons rencontrés sur le terrain critiquent la « *militarisation* » progressive du SDIS suite à sa professionnalisation et à l'accroissement et la modernisation de ses moyens d'intervention. Ces mêmes acteurs soulignent aussi la « *méconnaissance du terrain* » de bon nombre des sapeurs-pompiers (cet éloignement par rapport à la réalité du terrain est le plus souvent associé à la départementalisation des sapeurs-pompiers initiée à la fin des années 1990) (voir chapitre 5). A ce sujet, l'un des capitaines du SDIS que nous avons interviewés précisait :

> *« Jusqu'en 1996, les pompiers étaient tous des locaux. Mais suite à la loi de départementalisation, on s'est retrouvé dans une structure départementale : les formations et les recrutements se font au niveau du département du Var. Aujourd'hui, je me retrouve avec 20 sapeurs-pompiers professionnels, dont 5 seulement sont issus de notre commune. Forcément, la connaissance du terrain ne peut pas être la même. Pour pallier cette évolution, nous comptons cependant sur 60 pompiers volontaires dont la majorité sont des locaux »* (capitaine du SDIS 83).

En matière de prévention, le SDIS 83 joue aussi un rôle central dans le dispositif d'aides à la création et l'entretien des ouvrages DFCI. Son avis technique constitue en effet une pièce obligatoire que les chargés de PIDAF doivent joindre au dossier de toute demande de subvention (voir chapitre 3). Le SDIS 83 prépare aussi, aux côtés de la DDTM, les projets de PPRif au niveau de chaque commune des Maures. Du fait de ces activités, le SDIS est souvent critiqué par diverses catégories d'acteurs parmi lesquelles on peut souligner : (i) les chargés de PIDAF et les propriétaires forestiers (ces acteurs critiquent non seulement la supervision « *excessivement sécuritaire* » du SDIS, mais aussi le non usage des équipements exigés par les sapeurs-pompiers et le montant des aides que ces derniers reçoivent) ; et (ii) les habitants en forêt (ces derniers s'opposent frontalement aux zonages proposés dans le cadre des PPRif et plus globalement, à la vision selon laquelle l'habitat en forêt aggrave le risque). Du point de vue des sapeurs-pompiers, en effet :

> *« Multiplier les activités humaines et les habitations en forêt c'est augmenter la probabilité d'accidents et réduire l'efficacité des pompiers, puisqu'ils doivent aller protéger ces personnes qui s'exposent et qui n'ont pas forcément des abris atomiques »* (capitaine du SDIS 83).

> *« Les élus ont un double langage par rapport au PPRif, ils veulent que l'interdiction de construire vienne du SDIS ou de la DDTM et non pas d'eux-mêmes. Ils font donc endosser au SDIS ce qu'ils ne veulent pas assumer pour des raisons politiques »* (capitaine du SDIS 83).

Le SDIS 83 a été aussi critiqué par une partie de la population pour ses choix de gestion lors des grands feux de 2003. La méfiance de cette population à l'égard des sapeurs-pompiers reste aujourd'hui considérable (sur le terrain, les acteurs évoquent très souvent l'image des colonnes de renfort immobilisées sur les routes goudronnées à plusieurs kilomètres des flammes). Le procès en justice mené contre le SDIS 83 par les familles des sapeurs-pompiers décédés en 2003 a par ailleurs

renforcé ce manque de confiance collectif[38]. De leur côté, les sapeurs-pompiers se sont progressivement « *renfermés dans leurs casernes* » face à toutes ces critiques et soulignent désormais le « *système d'assistanat* » dans lequel est tombé la population locale :

> *« J'ai l'impression que le fossé se creuse entre nous et la population. Les gens pensent que s'ils payent des impôts ils ont le droit d'avoir un camion chez eux. Et puis, il y a la vision de ces colonnes de renforts sur les routes… Malheureusement, nous ne pouvons pas être partout »* (capitaine du SDIS 83).

> *« Aujourd'hui, on est dans un système où le besoin de sécurité est excessif, l'individualisme prend le dessus sur les valeurs d'antan. Il n'y a plus de cohésion ; avant les gens étaient plus solidaires, on voyait beaucoup plus de bénévoles, de gens du cru qui connaissaient la forêt. Aujourd'hui, la population est un spectateur, ce n'est pas vraiment un acteur. (…) Les feux de 2003, ce sont environ 7 000 villas concernées pour seulement quelques centaines de camions. (…) Deux profils sont particulièrement problématiques : certains locaux qui croient connaître le feu, qui ont un comportement complètement irresponsable et qui sont dans une logique de contestation systématique, et certaines personnes venues d'ailleurs qui n'ont pas la culture du risque »* (capitaine du SDIS 83).

8.2.10 Conclusion

La figure 8.6 (voir ci-dessous) résume graphiquement les informations présentées tout au long de la section 8.2. Cette représentation souligne notamment : (i) les différentes sources de pouvoir sur lesquelles peuvent s'appuyer les catégories d'acteurs identifiées[39] ; et (ii) les principaux conflits existant entre ces catégories (ces rapports conflictuels sont représentés à travers des flèches rouges). Comme on peut le constater, ces conflits opposent le plus souvent des acteurs dont le degré d'inclusion et la capacité d'influence dans la gestion actuelle du feu est significativement différent (on peut parler de conflits majoritairement « verticaux »). Les seuls conflits repérés entre des catégories d'acteurs ayant un pouvoir d'intervention similaire sont ceux existant entre d'un côté, les associations de protection de la nature et d'un autre côté, les propriétaires forestiers et les habitants de la forêt. Ces acteurs « périphériques » ont en effet des visions radicalement différentes de la forêt et du rôle que la société humaine peut ou doit avoir pour assurer son bon entretien.

Parmi les acteurs les plus influents on retrouve le Conseil Général, le SDIS 83 et en moindre mesure, les services de l'Etat. Si des conflits ponctuels existent certes entre ces acteurs, nous n'avons pas repéré cependant de rapport conflictuel structurel et majeur entre eux. Parmi ces trois acteurs

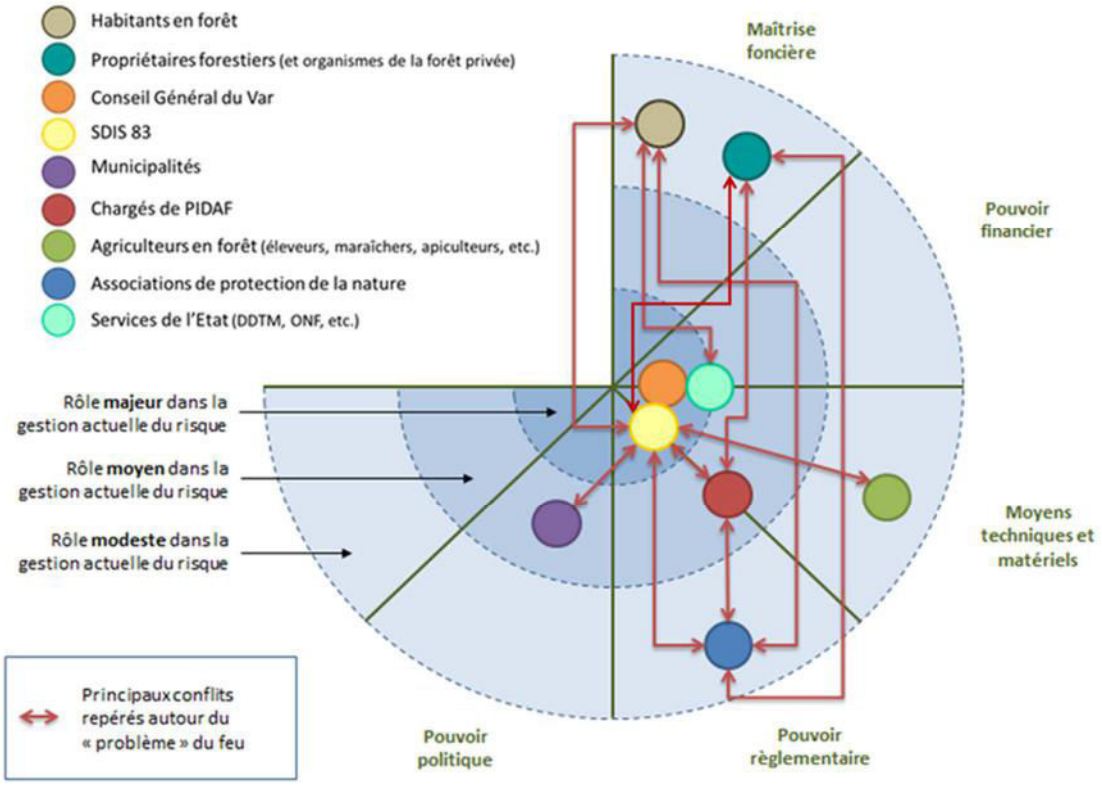
[38] Le juge d'instruction de Draguignan a rendu en 2009 une ordonnance de non-lieu, écartant ainsi toute faute de commandement.

[39] Sur notre représentation graphique, nous avons fait le choix de ne représenter que les deux sources majeures de pouvoir pour chaque catégorie d'acteurs. Cela constitue certainement une simplification. Ainsi, par exemple, le rôle central des services de l'Etat s'appuie certainement sur une base réglementaire que nous n'avons pas indiquée sur la figure 8.6. Cela étant dit, et comme nous avons eu l'occasion de le noter par ailleurs (voir chapitres 3 et 8), leur influence concrète et factuelle sur le terrain est largement déterminée par l'évolution des moyens matériels dont ils disposent et des budgets qu'ils mobilisent.

principaux, le SDIS 83 est clairement celui qui entretient le plus de rapports conflictuels avec les autres acteurs du feu (voir sous-section 8.2.9).

L'analyse des résultats obtenus à travers notre APMC (chapitre 9) nous permettra d'élucider les intérêts et les valeurs à l'origine de ces conflits.

Figure 8.6 : Cartographie des acteurs du feu dans les Maures



Source : auteur

8.3 Elucidation des enjeux (ou critères d'évaluation)

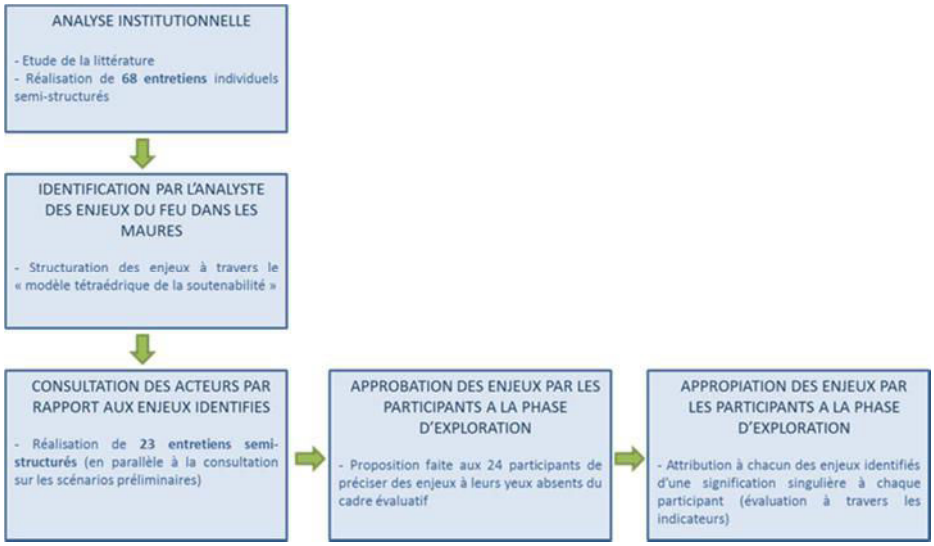
8.3.0 Cadre d'analyse

L'identification des enjeux (ou des critères d'évaluation) constitue une étape centrale dans la structuration de toute Analyse MultiCritère (AMC). Au cours de cette étape, le rôle joué par l'analyste et par les acteurs varie d'une approche à l'autre, voire d'un cas d'étude à l'autre au sein d'une même approche (voir section 7.4).

Dans le processus d'évaluation décrit dans ce travail de recherche, nous avons nous-mêmes identifié ces enjeux (voir figure 8.7 ci-dessous). Nous avons donc assumé en quelque sorte un rôle de « *stakebuilder* » (en référence aux « *stakeholders* ») et imprégné la définition de cet axe évaluatif d'une subjectivité irréfutable.

Cela étant dit, les enjeux ainsi identifiés ont été soumis à la consultation des acteurs au cours d'une série de 23 entretiens individuels (cette consultation a été réalisée simultanément avec celle portant sur la version préliminaire des « scénarios de vie avec le feu » ; voir section 6.1). Les participants à cette consultation ont corroboré très majoritairement les enjeux proposés. Seuls deux personnes ont suggéré des enjeux supplémentaires (en l'occurrence : la « malveillance » et la « saisonnalité »[40]). Par ailleurs, aucun des 24 acteurs ayant participé à l'exploration des scénarios (voir chapitre 9) n'a estimé nécessaire d'ajouter des enjeux à la liste qui leur était proposait (les participants avaient la possibilité d'indiquer des enjeux qu'ils considéraient absents dans ce cadre d'analyse). En outre, chacun des participants à cette phase d'exploration a pu attribuer une signification particulière à chacun des enjeux à travers la mobilisation des indicateurs et des arguments qu'il estimait plus pertinents (au total, pas moins de 73 indicateurs ont été utilisés).

Figure 8.7 : Processus d'identification et de définition des enjeux du feu dans les Maures



Source : auteur

[40] Ces deux propositions n'ont pas été retenues dans la liste finale d'enjeux. Elles ne sont pas ignorées pour autant : la question de la « malveillance » est englobée dans l'enjeu relatif à la confiance mutuelle et au niveau de participation, tandis que la « saisonnalité » dépend en grande partie du type de revenus tirés de la forêt.

L'identification et la structuration des enjeux du feu ont été guidées par plusieurs objectifs simultanés. Très concrètement, nous avons cherché à :

(i) intégrer les éléments le plus souvent évoqués par les acteurs lors de la phase initiale d'entretiens (pour cela, nous avons procédé à un repérage méthodique des sujets clés après chacun des 68 entretiens réalisés sur le terrain) ;

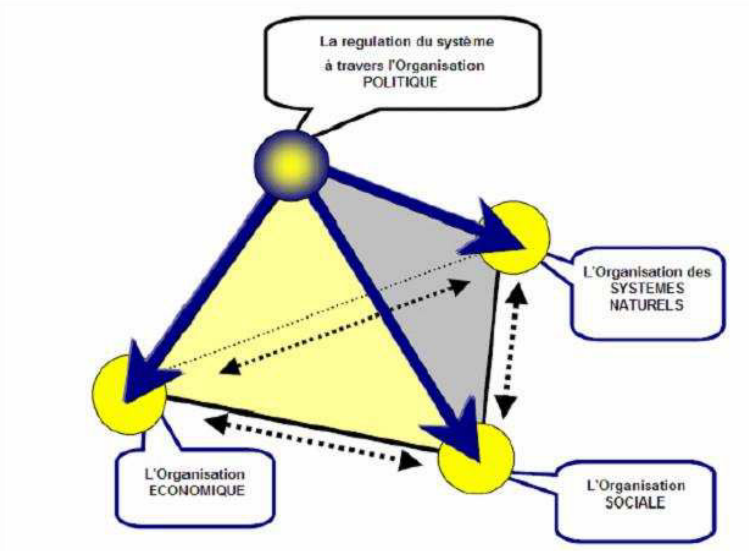
(ii) proposer un nombre limité d'enjeux afin que les acteurs puissent avoir une vision d'ensemble de la problématique et appréhender facilement un cadre évaluatif de type intégré ;

(iii) considérer les différentes dimensions de la soutenabilité (toujours dans la perspective d'analyser la problématique du feu à travers un prisme multidimensionnel) ;

(iv) proposer des enjeux dont la signification globale est immédiatement compréhensible par tous les acteurs, mais dont le contenu concret reste pluriel et conditionné aux valeurs, croyances et expectatives de chaque participant (voir chapitre 9).

Par ailleurs, pour identifier les enjeux et les structurer de façon cohérente, nous nous sommes inspirés du « *modèle tétraédrique de la soutenabilité* », proposé par O'Connor (2006a). Au sein de ce cadre théorique, les sphères « classiques » de la soutenabilité (à savoir, l'Economique, le Social et l'Ecologique) sont complétées par une quatrième sphère, le Politique, se référant aux procédures de régulation et de coordination entre les trois autres sphères (voir figure 8.8 ci-dessous). Les trois sphères « classiques » étant interdépendantes à plusieurs niveaux, il existe entre elles en effet une infinité de pressions, de synergies, de menaces, d'antagonismes et de conflits envisageables sollicitant les un(e)s comme les autres des arbitrages plus ou moins formalisés au sein d'un cadre institutionnel composé de règles et de conventions diverses.

Figure 8.8 : le Modèle tétraédrique de la soutenabilité



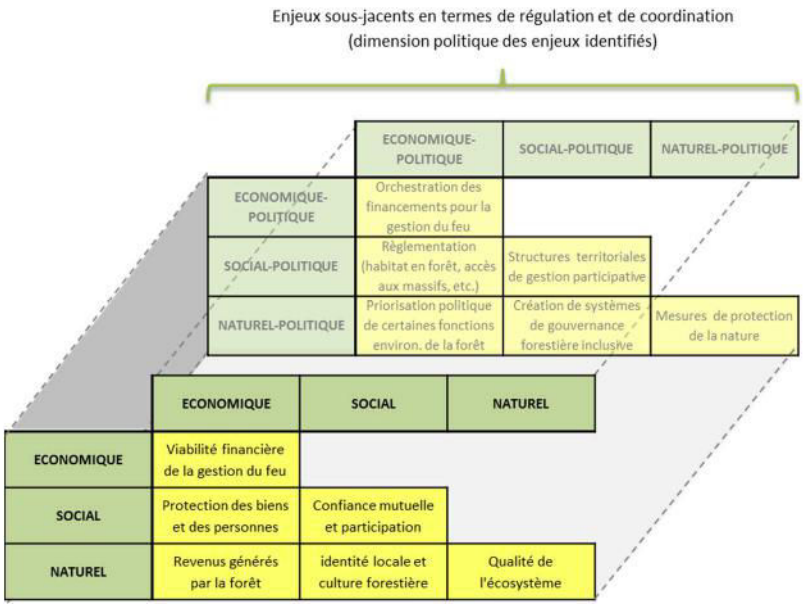
Source : O'Connor (2006 : 286)[41]

[41] Traduit au français par Maxim (2008).

Dans une volonté didactique (mais forcément artificielle), le « *modèle tétraédrique de la soutenabilité* » propose une structuration générique des enjeux inhérents aux conflits socio-écologique sous forme d'une matrice dont le nombre de lignes et de colonnes correspond aux quatre sphères déjà évoquées et dont les cellules correspondent aux interfaces, interactions et/ou interdépendances propres à chaque binôme de sphères (les cellules occupant la diagonale de la matrice font référence, elles, aux enjeux ou critères intrinsèques à chaque sphère en particulier). Des applications de ce modèle sont proposées, entre autres, par Chamaret (2007 : 157) ou Da Cunha (2010 : 229).

Dans ce travail de recherche, nous proposons une structuration alternative nous permettant de souligner le caractère singulier du Politique vis-à-vis des sphères dites « classiques ». Dans cette nouvelle structuration, en effet, le Politique n'est plus juxtaposé aux trois autres sphères au sein d'une même matrice, mais constitue plutôt un prisme à travers lequel peuvent être réinterprétées les interfaces entre les trois sphères « classiques » de la soutenabilité (voir figure 8.9 ci-dessous).

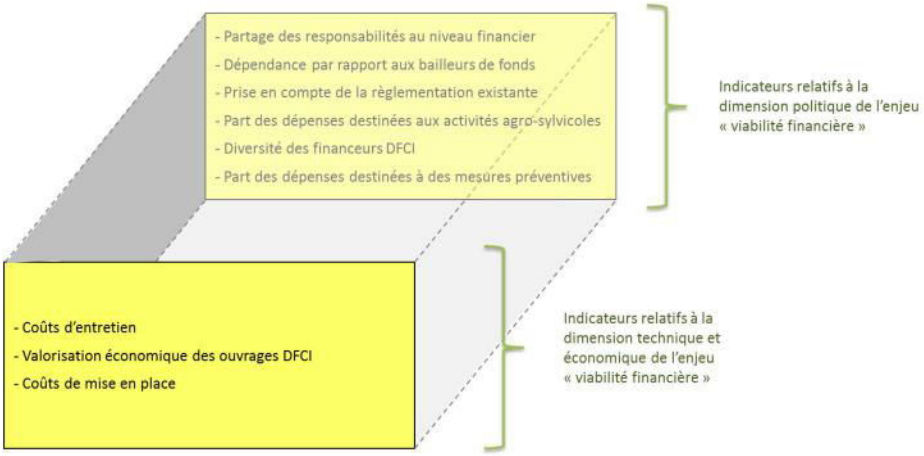
Figure 8.9 : Dimension politique sous-jacente à chacun des six enjeux identifiés



Source : auteur

Les avantages de cette structuration sont divers : (i) l'appréhension du Politique en tant que prisme évaluatif (et non pas comme « simple » sphère) permet de considérer les enjeux de gouvernance et de régulation au niveau des interfaces des sphères « classiques » (et non pas au niveau de chaque sphère en particulier), ce qui constitue d'ailleurs l'essence même de la sphère politique telle que O'Connor (2006) la définit ; (ii) cette structuration souligne par ailleurs l'omniprésence du Politique, une caractéristique qui s'ajuste bien à un milieu fortement anthropisé comme est la forêt méditerranéenne ; (iii) enfin, la considération des enjeux à travers un prisme dual combinée à l'utilisation de la « Foire aux Indicateurs » permet d'analyser pour chaque acteur la mesure dans laquelle il politise (ou pas) les enjeux (la figure 8.10 illustre cette idée pour le critère ou enjeu « viabilité financière »).

Figure 8.10 : Indicateurs mobilisés par l'ensemble des acteurs dans la phase d'exploration vis-à-vis de l'enjeu « viabilité financière » (mise en évidence des indicateurs à essence politique)



Source : auteur

Dans les paragraphes suivants (sous-sections 8.3.1 à 8.3.6), nous présentons succinctement les six enjeux de feu identifiés sur le territoire des Maures. Les significations attachées à ces enjeux par les différentes catégories d'acteurs sont présentées en détail dans la section 9.4.

8.3.1 La viabilité financière

La viabilité financière de la gestion du feu est un enjeu systématiquement évoqué sur le terrain. Comme nous avons eu occasion de le voir dans la sous-section 5.1.2.1, la plupart des acteurs locaux soulignent la cherté globale de la gestion actuelle du feu et critiquent les arbitrages réalisés en matière d'allocation des budgets disponibles (entre les dépenses de prévention et celles de lutte, entre des stratégies alternatives de prévention, etc.).

Selon nos calculs, la facture associée à l'ensemble des actions de protection contre le feu dans les Maures peut être estimée à 26,24 M€/an en moyenne pour la première décennie de siècle, soit environ 239 € annuels par hectare de forêt (voir chapitre 3). Trois quarts de ce montant correspondent aux seules dépenses du Ministère de l'Intérieur et du SDIS 83, destinées principalement aux activités de lutte et de surveillance.

Malgré leur importance relative plutôt modeste, les dépenses liées aux travaux de débroussaillement et plus globalement, à la réalisation d'ouvrages DFCI sont elles aussi critiquées par bon nombre d'acteurs. A titre illustratif, les dépenses annuelles moyennes réalisées dans le cadre des PIDAF avoisineraient les 1,8 M€/an pour l'ensemble du territoire des Maures.

Les financeurs de cette gestion sont l'UE, l'Etat, la Région PACA, le Département du Var et les communes des Maures. Celles-ci assumeraient des dépenses globales moyennes en matière de protection de l'ordre de 1,7 M€/an (valeur nette). Bien évidemment, le montant réellement assumé par chaque commune dépend de facteurs multidimensionnels : ses moyens financiers, de sa surface forestière, de la surface concernée par l'obligation de débroussaillement aux abords des routes communales, des enjeux à protéger, etc. Par ailleurs, et comme nous l'avons vu dans le chapitre 3,

l'implication des bailleurs de fonds peut varier sensiblement dans le temps : les budgets alloués par le MAAF ont diminué considérablement au cours de ces dernières années, alors que ceux accordés par le CG 83 ont, eux, fortement augmenté suite aux grands incendies de 2003.

8.3.2 La protection des biens et des personnes

Dans un milieu comme la forêt des Maures, abritant des centaines d'habitations et d'installations humaines et étant soumis à une fréquentation touristique toujours plus importante, la protection des biens et des personnes constitue logiquement un enjeu prioritaire vis-à-vis de la gestion du feu. Ainsi le soulignent divers textes règlementaires comme le Plan Départemental de Protection des Forêts Contre les Incendies (PDPFCI)[42] ou le Guide Départemental des Equipements de Défense de la Forêt Contre l'Incendie[43]. Ainsi le soulignent aussi à travers leurs témoignages les acteurs que nous avons interviewés sur le terrain (voir chapitre 5). Aux yeux des institutions et de l'ensemble des parties prenantes, l'enjeu « protection » constitue donc un enjeu fondamental et incontestable. Et pour cause : lors des derniers grands incendies dans le Var en 2003, le feu détruit 111 constructions, calcine des dizaines de voitures et surtout, cause 7 victimes mortelles (4 civils et 3 sapeurs-pompiers). A eux seuls, les feux de Vidauban 1 et 2 dans le massif des Maures (6 744 ha et 5 646 ha respectivement) causent 4 victimes mortelles et endommagent ou détruisent 51 habitations, 39 autres bâtiments et 1 camping (Perchat & Rigolot 2005 : 42).

L'enjeu « protection » ne se limite pas cependant à la seule dimension sécuritaire ; il constitue un élément clé du système économique local, largement basé sur le foncier et le tourisme (voir sous-section 2.2.3.3). Le feu représente en effet une menace pouvant dissuader les touristes ou les nouveaux propriétaires et donc, pouvant réduire les deux sources principales de revenus des communes maurenques : les taxes foncières et les retombées économiques de la manne touristique.

Dans ce sens, il est important de souligner que le nombre d'installations humaines exposées à l'aléa « feu de forêt » dans les Maures s'est multiplié au cours de la deuxième moitié du XXe siècle. Cette évolution s'explique par un double phénomène : d'un côté, l'extension des zones forestières ou semi-forestières causée par l'abandon et l'enfrichement d'anciennes zones agricoles en bordure de la forêt ; d'un autre côté, l'étalement urbain (celui-ci étant cristallisé par l'intensification du mitage à l'intérieur du massif et par le grignotage du milieu forestier sur les communes du littoral, notamment à travers la construction de nouveaux lotissements ; voir figure 8.11 sur la page suivante).

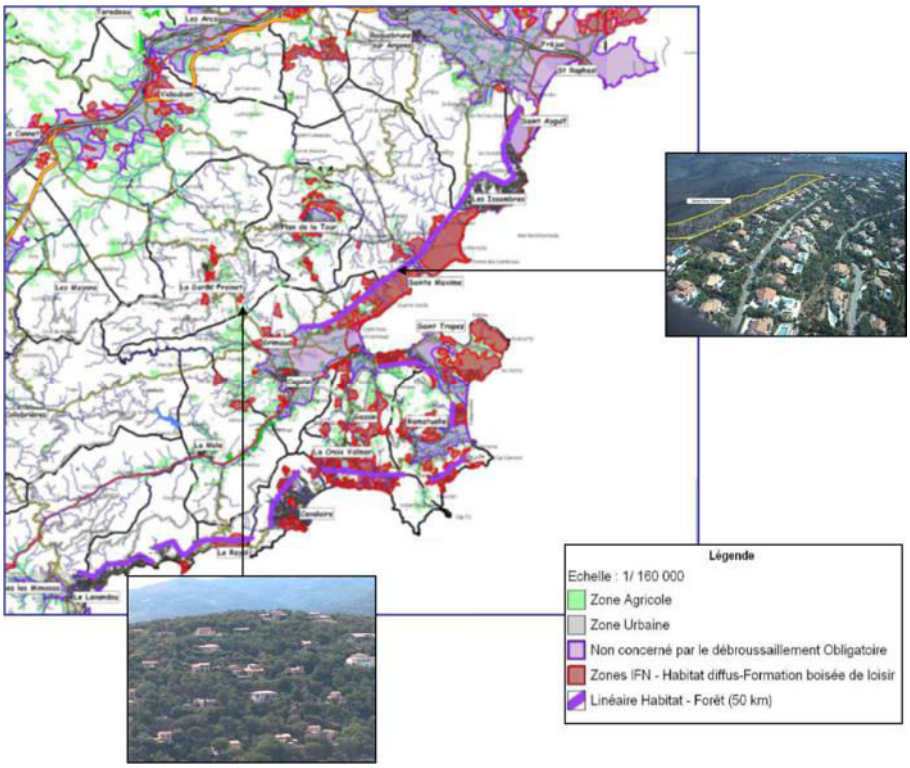
D'après le travail mené par le Centre d'Etudes Techniques (CETE) *Méditerranée* répertoriant rétroactivement l'évolution du nombre de constructions situées à l'intérieur du périmètre incendié lors des grands feux de 2003, le nombre de maisons situées sur le parcours du feu se serait multiplié par 14 en l'espace de 50 ans (l'étude répertorie 83 maisons en 1951 et 1169 en 1998). Le phénomène aurait été particulièrement intense lors des deux dernières décennies du siècle passé : le nombre d'habitations sur le territoire concerné ayant augmenté alors de 456% ! Au début du XXIe siècle,

[42] La protection des biens et des personnes constitue l'un des quatre objectifs prioritaires de ce plan (DDAF 2008 : 52).

[43] Selon ce guide, les actions des services chargés de la lutte sont, par ordre de priorité : (i) la mise en sécurité des personnes qui ne peuvent se mettre à l'abri dans des constructions de maçonnerie (campeurs notamment) ; (ii) l'arrêt du front de feu ; (iii) la protection des habitations ; (iv) le cloisonnement des flancs ; (v) la fixation de l'arrière ; (vi) l'extinction généralisée par noyage des lisières (p. 9 du guide).

l'habitat résidentiel occupait 5 673 ha dans le territoire des Maures, soit environ dix fois la surface moyenne estimée par espace forestier dans la région PACA (OFME 2003).

Figure 8.11 : Illustration des deux types d'Interface Habitat-Forêt (IFH) dans les Maures



Sources : PIDAF du Pays des Maures (carte) ; Perchat & Rigolot (2005 : 37) (photos)[44]

8.3.3 La confiance mutuelle et le niveau de participation

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 5 et dans la section 8.2 du présent chapitre, la gestion actuelle du feu dans les Maures suscite des conflits importants entre la plupart des catégories d'acteurs. Le plus souvent par ailleurs, ces conflits opposent des catégories d'acteurs aux pouvoirs d'intervention et de décision sensiblement différents : les acteurs les moins intégrés dans les instances de gestion du risque se méfient en effet de celles-ci et critiquent leur éloignement de la réalité du terrain ; de leur côté, les gestionnaires et les décideurs considèrent généralement les acteurs « périphériques » comme étant illégitimes ou non représentatifs, les soupçonnent d'être motivés principalement par des intérêts personnels et leur reprochent de baser leurs positionnements sur des croyances réfutables car pas assez scientifiques.

Malgré ces conflits profonds (se traduisant parfois par des procès en justice, voire par des agressions verbales ou même physiques), il existe dans les Maures un réseau d'acteurs indéniablement dynamiques et impliqués par rapport à la problématique du feu :

[44] La carte est tirée de l'actualisation du PIDAF du Pays des Maures (recueil de données p.18). La photo aérienne du linéaire forêt-habitat est tirée de Perchat & Rigolot (2005 : 37).

« Dans les Maures, on tient le coup parce qu'il y a des gens qui se défoncent pour défendre le massif ; Il y a encore une volonté, un état d'esprit… Il y a beaucoup d'endroits où la DFCI est passée aux mains de l'Etat, du Conseil Général… Il y a cette volonté de maintenir le chêne-liège, les châtaigniers… Et Dieu sait que ce sont des filières extrêmement difficiles et fragiles… Il y a un investissement humain assez extraordinaire, même par rapport au reste du département » (membre de la DDTM).

La création des Comités de Massif en 2005 et plus récemment, celle d'un Syndicat Mixte issu de la Charte Forestière de Territoire (créé en 2014), offrent aux acteurs l'opportunité de se réunir et de discuter au sein de structures participatives formelles jusque-là inexistantes. Ces structures ne garantissent certainement pas la résolution des conflits identifiés dans ce travail de recherche, mais peuvent constituer des vecteurs de confiance mutuelle entre les acteurs. Il existe le risque cependant que des acteurs exclus de ces nouvelles structures se sentent définitivement écartés de la gestion du phénomène.

8.3.4 Les revenus générés par la forêt

Comme nous l'avons dit par ailleurs, les revenus générés par les activités traditionnelles dans les Maures sont aujourd'hui marginaux : les filières locales sont quasiment inexistantes (à titre illustratif, les Maures ne comptaient au début du XXIe siècle que 5 exploitants forestiers et pas plus de 4 entreprises de deuxième transformation de bois ; OFME (2003)) et doivent faire face à des obstacles structurels : accessibilité limitée, état phytosanitaire moyen pour la plupart des peuplements, conditions d'exploitation relativement difficiles, manque de débouchés, problèmes de concurrence, etc.

De son côté, la fonction sociale de la forêt des Maures est aujourd'hui encore insuffisamment prise en compte : la plupart des activités touristiques restent en effet cantonnées en bordure de mer.

En réalité, les valeurs associées au massif concernent avant tout son rôle paysager, son importance en tant qu'habitat naturel et bien évidemment, le cadre de vie qu'elle fournit. Dans ce sens, l'ensemble du massif est soumis à une pression foncière importante stimulée jusqu'ici aussi bien du côté de la demande, par des citadins le plus souvent aisés et attirés par les caractéristiques du massif et par sa proximité au littoral, que du côté de l'offre, par des communes dont les rentrées fiscales dépendent en grande partie du foncier bâti.

8.3.5 L'identité locale et la culture forestière

A plusieurs titres, les Maures constituent un territoire à caractère quasiment insulaire : d'un point de vue géologique d'abord, les Maures se situent au cœur de la Provence cristalline et se distinguent du reste de la Provence calcaire par la nature siliceuse des formations géologiques qui les constituent ; d'un point de vue géographique, les Maures forment une entité montagneuse clairement discernable, limitée par la Méditerranée sur son flanc sud et ceinturée au nord par la dépression permienne ; d'un point de vue paysager aussi, les crêtes des Maures et leur couvert forestier particulièrement dense se distinguent nettement des plaines, de la mer et des villes qui les entourent ; d'un point de vue historique, la tradition forestière du massif constitue un socle identitaire pour bon nombre des communes maurenques (celles-ci tentent aujourd'hui tant bien que mal de sauvegarder la subériculture, le sylvopastoralisme ou la castanéiculture et de mettre en valeur un patrimoine remarquable composé, entre autres, d'anciennes restanques, de charbonnières, de bergeries, de mines désaffectées, de fours à chaux, etc.) ; enfin, d'un point de vue symbolique et culturel, les Maures comptent plusieurs espèces végétales ou animales emblématiques comme le chêne liège ou la Tortue d'Hermann, ainsi que des habitats naturels ou des éléments patrimoniaux tout à fait spécifiques (Plaine des Maures, Chartreuse de la Verne, etc.).

Malgré toutes ces singularités consubstantielles à ce territoire, l'identité des Maures est aujourd'hui considérablement fragilisée par plusieurs facteurs, parmi lesquels notamment : le déséquilibre territorial induit par le phénomène de la balnéarisation (multiplication des résidences secondaires, forte saisonnalité[45], mono-activité, etc.) ; la marginalisation administrative (les Maures englobent jusqu'à cinq « Territoires » différents, chacun d'eux ayant son propre Schéma de COhérence Territoriale (SCOT) ; de fortes dynamiques géographiques en périphérie du massif (trois agglomérations voisines exercent une force centrifuge considérable et risquent d'éclater le territoire : Toulon à l'Ouest, Fréjus-Saint Raphael à l'Est et Draguignan au Nord-Est).

Aux yeux des acteurs, la perte de cette identité locale et l'éclatement plus ou moins progressif du territoire se traduisent dans les faits par la disparition d'une culture du feu ancestrale, par une méconnaissance croissante de la forêt et de ces usages traditionnels, voire plus globalement, par la destruction du lien social :

> *« Dans trente ans, quand tout le monde aura vendu son terrain à des étrangers, qui c'est qui saura faire un contre-feu ? Ce sera des Bruxellois ? Ils l'allumeront sans doute à la friteuse… ».* (chargé de PIDAF).

> *« Avant, la colline était bien entretenue, il y avait le liège, le bois, charbon… Aujourd'hui tout ça c'est fini. A part les chasseurs il n'y a personne. Les écolos y vont une fois par an… Les arbres crèvent puis tombent… »* (élu local).

> *« Les néo-ruraux n'ont pas la culture du feu. Celui-ci est perçu comme un feu dans un immeuble, un feu qu'il faut éteindre dans tous les cas »* (ingénieur agro-pastoral).

[45] Certaines communes des Maures multiplient par 10 leur population en période estivale (c'est le cas par exemple de Saint-Tropez, de Ramatuelle ou du Rayol-Canadel).

8.3.6 La qualité de l'écosystème

Le Massif des Maures abrite plusieurs espèces à fort intérêt patrimonial. Parmi les espèces végétales, une espèce est considérée d'intérêt communautaire (la Spiranthe d'été) et trois autres sont inscrites à la liste rouge mondiale (la Vesce plaisante, le Glaïeul douteux et le Renoncule de Revelière). Au niveau national, pas moins de 12 espèces présentes dans les Maures sont inscrites au tome 1 de la liste rouge française (espèces prioritaires) et 20 autres sont mentionnées dans le tome 2 (espèces à surveiller). En ce qui concerne les espèces animales, la faune herpétologique des Maures est particulièrement riche et compte parmi l'une des plus diversifiées en France en accueillant 7 espèces d'amphibiens et 15 espèces de reptiles. Trois espèces sont d'intérêt communautaire : la Tortue d'Hermann (seule espèce terrestre française indigène et présente uniquement dans le Var et en Corse), la Cistude d'Europe et le Lézard ocellé. En termes d'habitats, la grande variété de situations écologiques qui caractérise le massif des Maures se traduit par une mosaïque remarquable d'habitats forestiers (suberaies, pineraies, maquis, châtaigneraies, chênaies pubescentes, pelouses xériques, etc.). Par ailleurs, du fait de la fréquence des incendies sur ce territoire, tous les stades de chaque série évolutive peuvent y être observés. Surtout, la Plaine des Maures comporte une extraordinaire palette de milieux hygrophiles temporaires favorables à un grand nombre d'espèces patrimoniales.

La richesse biologique des Maures est reconnue par de nombreuses mesures de protection :

(i) une dizaine de ZNIEFF de deuxième génération concernant une très grande partie du massif : 76 021 hectares de zones terrestres de type 2 (grands ensembles riches et peu modifiés ou avec des potentialités biologiques importantes) et 8 905 hectares de zones terrestres de type 1 (territoires caractérisés par la présence d'espèces, d'associations ou de milieux remarquables ou rares)[46] ;

(ii) un Plan d'Intérêt Général (PIG)[47] désigné par arrêté préfectoral (Mai 1997) et concernant l'ubac du Massif des Maures et le secteur de la Plaine ;

(iii) un réseau de sites « Natura 2000 », parmi lesquels notamment le « Cœur du Massif des Maures » (27 700 hectares), la « Plaine des Maures », « les Borrels » ou « les Maurettes ».

(iv) un Arrêté Préfectoral de Protection Biotope (APPB)[48] concernant 358 hectares sur les communes du Luc-en-Provence et du Cannet-des-Maures et visant à renforcer la protection de ce territoire en tant que biotope naturel de la tortue d'Hermann ;

(v) une Réserve Naturelle Nationale[49] de 5 276 ha dans la Plaine des Maures ;

[46] Ce statut souligne la richesse biologique du massif mais reste néanmoins descriptif : il n'a pas de portée juridique et n'offre aucun moyen d'étude, de gestion ou de protection.

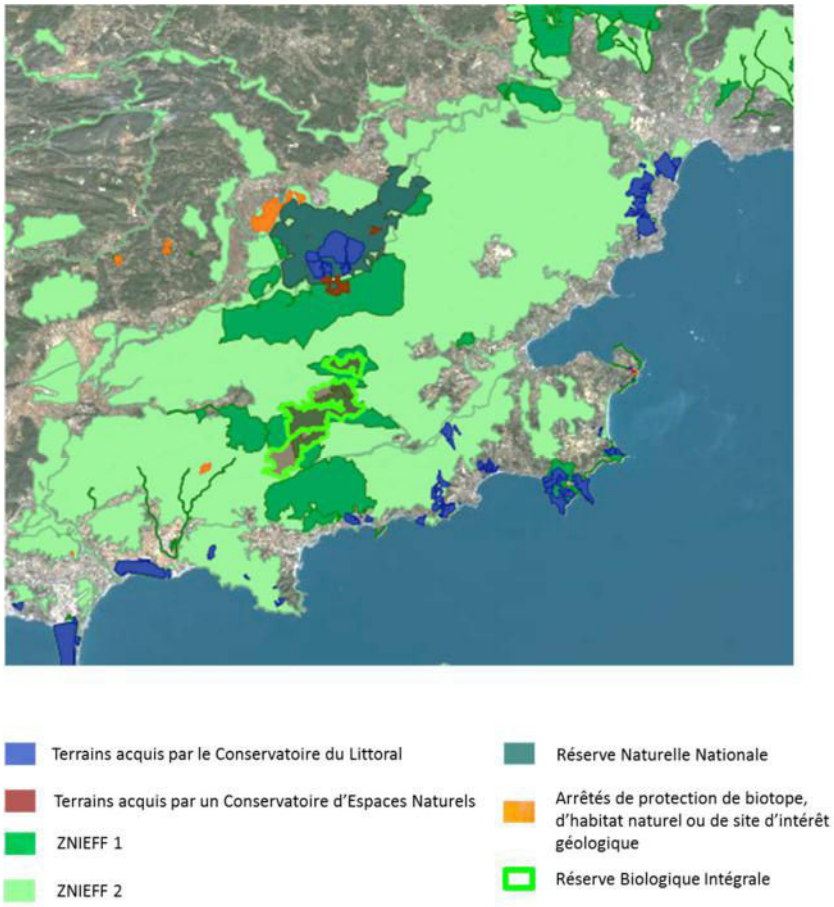
[47] Le PIG est une mesure provisoire destinée à préparer les mesures administratives définitives (arrêté de biotope, réserve naturelle ; etc.).

[48] Il s'agit d'une mesure souple et rapide, destinée à sécuriser localement un milieu abritant une espèce protégée et compléter d'autres mesures de protection existantes.

[49] Une Réserve Naturelle Nationale est un outil de protection à long terme d'espaces, d'espèces et d'objets géologiques rares ou caractéristiques, ainsi que de milieux naturels fonctionnels et représentatifs de la diversité biologique en France. Les sites sont gérés par un organisme local en concertation avec les acteurs du territoire. Ils sont soustraits à toute intervention artificielle susceptible de les dégrader mais peuvent faire l'objet de mesures de réhabilitation écologique ou de gestion en fonction des objectifs de conservation.

(vi) une Réserve Biologique Intégrale (RBI)[50] située au cœur du massif sur 2 531 hectares.

Carte 8.4 : Mesures de protection de la nature dans les Maures
(hors sites « NATURA 2000 » et PIG)



Source : Inventaire National du Patrimoine Naturel

Comme nous l'avons indiqué par ailleurs, la mise en place de ces mesures de protection (comparés par certains à une « politique du vide ») ont suscité chez certains acteurs un sentiment de « dépossession » du territoire et l'impression que celui-ci est « *mis sous une coupole* » :

> *« Les mêmes gens qui nous disait de faire de l'agriculture après les feux de 2003 nous empêchent aujourd'hui de le faire à travers toutes ces mesures de protection. Ils bloquent tout »* (agriculteur)

> *« Aujourd'hui, dans les Maures, il y a trop de mesures de protection environnementale. A force de superposer les directives, les maîtres d'ouvrage des PIDAF ne peuvent plus rien faire dans*

[50] Dans les Réserves biologiques intégrales (RBI), l'exploitation forestière est proscrite et la forêt est rendue à une évolution naturelle. Les objectifs sont la connaissance du fonctionnement naturel des écosystèmes et le développement de la biodiversité associée aux arbres âgés et au bois mort (insectes rares, champignons…). Dans ce sens, les RBI constituent de véritables «laboratoires de nature». Vouées à la naturalité, les RBI ont notamment vocation à conserver de rares noyaux de forêts subnaturelles (sans exploitations depuis au moins 50 ans). Les seules interventions sylvicoles autorisées sont l'élimination d'espèces exotiques et la sécurisation des routes ou sentiers longeant ou traversant la réserve.

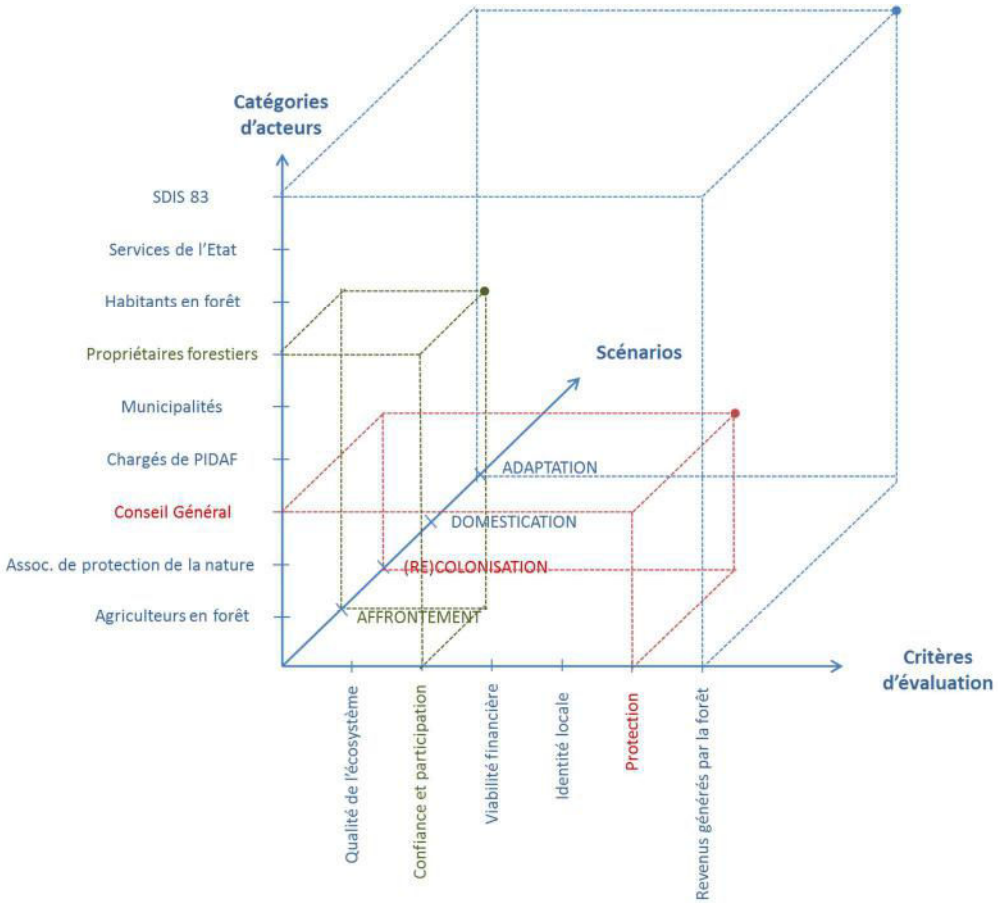
certaines zones du massif. La végétation reprend ses droits et les pompiers nous n'avons plus les conditions d'intervenir ». (capitaine du SDIS 83)

"Ce que cherchent les écolos c'est vider la forêt, mais alors toutes les espèces et tous les animaux vont cramer aussi. Quand l'homme a travaillé le massif, il a obtenu des résultats où que ce soit. Sans l'action de l'homme, c'est la désertification totale. Là où l'homme n'est pas intervenu, la nature a disparu." (propriétaire forestier)

8.4 Conclusion

A travers l'étude de la documentation existante et l'analyse des entretiens individuels réalisés sur le terrain, nous avons pu donner un contenu concret à chacun des trois axes retenus dans notre démarche évaluative en identifiant donc : (i) 4 scénarios de vie avec le feu (chapitre 6) ; (ii) 9 catégories d'acteurs (section 8.2) et (iii) 6 enjeux ou critères d'évaluation (section 8.3).

Figure 8.12 : Structuration tridimensionnelle du problème du feu



Source : auteur (inspiré de O'Connor 2006b)

Le dernier chapitre de cette thèse sera consacré à l'analyse des différents croisements possibles entre ces trois axes, autrement dit, au positionnement de chaque catégorie d'acteurs par rapport à chacun des scénarios envisagés et selon chacun des critères considérés.

CHAPITRE 9

EXPLORATION PARTICIPATIVE ET MULTICRITERE DES « AVENIRS DU FEU » DANS LES MAURES

9.0 Introduction

Le présent chapitre est consacré à l'analyse des résultats obtenus sur le terrain au cours de la phase d'exploration des « avenirs du feu ». D'un point de vue théorique, cette exploration intègre les éléments présentés dans les chapitres 4 (Approche des Scénarios Environnementaux) et 7 (Approches Participatives MultiCritère, APMC). D'un point de vue substantif, elle combine les informations récoltées sur le terrain et présentées dans les chapitres 5, 6 et 8.

Le chapitre est structuré en quatre sections principales :

Premièrement, nous présentons les aspects contextuels de la phase d'exploration en nous focalisant notamment sur : (i) son imbrication concrète dans notre démarche évaluative ; (ii) la participation des acteurs à cette phase d'exploration ; (iii) le type de documentation distribuée ; et (iv) son déroulement sur le terrain **(section 9.1)**.

Deuxièmement, nous expliquons les détails théoriques et méthodologiques sur lesquels repose l'exploration des « avenirs du feu ». Comme nous aurons l'occasion de le voir, la particularité de cette exploration est de combiner des éléments issus de deux APMC différentes (la *Multi-Criteria Mapping* et l'*Approche INTÉGRAAL*) dans un cadre évaluatif hybride au sein duquel les participants explorent les scénarios à deux niveaux distincts : (i) à travers les critères d'évaluation (ou enjeux) présentés dans le chapitre 8 ; et (ii) à travers plusieurs indicateurs choisis par les acteurs eux-mêmes pour chacun des six critères d'évaluation retenus **(section 9.2)**.

Troisièmement, nous présentons en détail les résultats obtenus au 1er niveau d'exploration (jugements globaux à travers les critères d'évaluation). Une attention particulière est placée sur le degré d'**incertitude** que chaque catégorie d'acteur associe à : (i) chacun des quatre « avenirs du feu » et (ii) à chacun des six critères d'évaluation. Nous nous intéressons également à l'impact que cette incertitude a sur le positionnement des participants vis-à-vis des scénarios explorés **(section 9.3)**.

Quatrièmement, nous présentons les résultats obtenus au 2ème niveau d'exploration (jugements à travers les indicateurs). Comme nous le verrons par la suite, les résultats obtenus à ce niveau s'avèrent particulièrement pertinents par rapport à l'identification et à la compréhension des **ambiguïtés** *normatives* et *interprétatives* qui caractérisent le phénomène du feu. Par ailleurs, la structuration de toutes ces informations à travers la « *Matrice de Délibération* » et sa logique kaléidoscopique (voir sous-section 7.4.4) nous permet de doter notre démarche heuristique de divers angles d'attaques (simultanés ou alternatifs) et de rendre explicite la **complexité** inhérente à la problématique du feu **(section 9.4)**.

Enfin, nous concluons le chapitre en soulignant les principales leçons et les enseignements tirés de cette exploration, aussi bien d'un point de vue pratique que théorique **(section 9.5)**.

9.1 Contextualisation de la phase d'exploration des scénarios

La phase d'exploration a été réalisée quelques mois après la consultation des acteurs pour l'élaboration des « scénarios de vie avec le feu » (voir chapitre 5).

Au total, **63 personnes ont été contactées**. Le contact et la remise de la documentation se sont faits soit sur place, soit par courrier. La totalité des personnes contactées avaient participé à au moins l'une des phases précédentes de notre démarche. Elles étaient donc toutes au courant de ses caractéristiques et de ses objectifs. Dans un cas comme dans l'autre, les participants ont disposé de plusieurs mois pour étudier la documentation distribuée, évaluer les scénarios, puis renvoyer par courrier les feuillets d'évaluation. Bien évidemment, les participants avaient la possibilité de nous contacter par courrier électronique, par téléphone ou par courrier ordinaire pour toute question concernant l'évaluation (dans les faits, 7 personnes nous ont contactés par email). Un premier rappel par courrier a été adressé aux personnes n'ayant pas renvoyé leurs réponses au bout de 3 mois. Un deuxième rappel (cette fois-ci par email) a été réalisé 5 mois après la distribution initiale des documents.

Au total, **24 personnes ont complété l'évaluation**, ce qui correspond à un taux de participation d'environ 38 %. Cinq autres personnes nous ont renvoyé des éléments d'information, mais n'ont pas rempli correctement les feuillets d'évaluation ou n'ont répondu qu'à une partie des questions qui leur étaient posées. Quatre personnes ont dit avoir trouvé l'évaluation « *trop longue* » et ont décliné l'invitation manque de temps disponible. Deux personnes ont refusé explicitement de participer à l'évaluation (l'une trouvait la démarche « *inintéressante* » ; l'autre affirmait « *ne pas avoir les capacités intellectuelles nécessaires pour répondre au questionnaire* »). Trois autres personnes avaient pris la retraite ou avaient cessé leurs fonctions depuis le moment où nous les avions rencontrées pour la première fois (au cours de l'analyse institutionnelle). Enfin, comme c'était déjà le cas dans la phase de consultation pour l'élaboration des scénarios, aucun membre du Service Départemental d'Incendie et de Secours (SDIS 83) n'a voulu participé à la phase d'exploration.

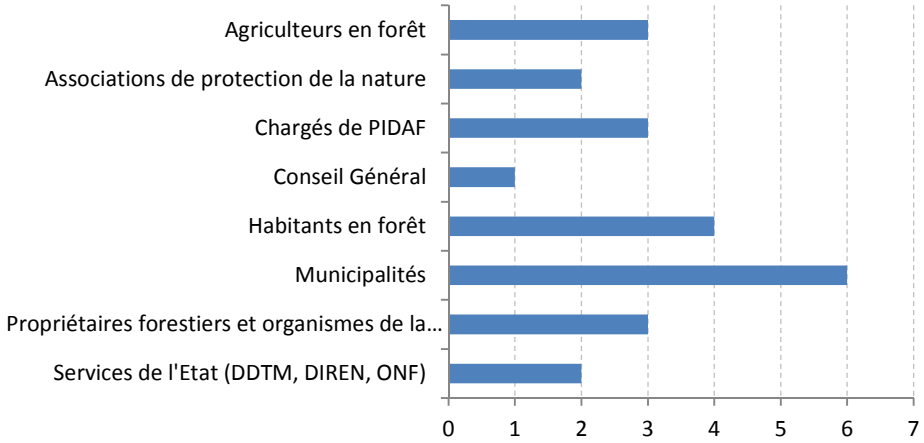
La figure 9.1 (voir page suivante) montre la distribution des participants par catégories d'acteurs. Toutes les catégories identifiées sur le terrain (voir chapitre 8) sont représentées par au moins un participant (à l'exception donc du SDIS 83). L'exploration des scénarios s'est faite avec engagement de confidentialité.

Notons par ailleurs que parmi les six participants appartenant à la catégorie « municipalités », deux proviennent de communes du nord du massif (secteur de la Plaine des Maures), deux autres sont des représentants de communes situées au cœur du massif (des communes donc à forte identité forestière) et enfin, deux autres représentent des communes du littoral. Les trois « profils » de communes identifiés dans le chapitre 8 sont donc représentés dans la phase d'exploration. Précisons aussi que le participant appartenant à la catégorie « Conseil Général » est un membre de la Direction du Génie Forestier du Conseil Général du Var. Dans le cas des « habitants en forêt », les personnes contactées sont des présidents de Comités de Quartier, des personnes actives dans le milieu associatif (non environnemental) ou des retraités ayant eu par le passé un rôle plus ou moins important dans la gestion du feu.

Il est important de souligner qu'aucun de ces participants ne représente ni légalement ni politiquement la catégorie à laquelle il est rattaché. Cela étant dit, de par leurs responsabilités, leur

pouvoir de gestion, leur pouvoir foncier, leurs connaissances, leur engagement ou leur image sociale, ils peuvent tous être identifiés par les autres acteurs à une catégorie particulière.

Figure 9.1 : Distribution par catégories d'acteurs des 24 participants à la phase d'exploration des scénarios de vie avec le feu »



Source : auteur

Le taux de participation obtenu (environ une personne sur trois) est plutôt bas pour une démarche de ce type. Plusieurs raisons peuvent expliquer ce résultat.

Tout d'abord, pour être bien remplis, les feuillets d'évaluation exigeaient des quantités de travail et de temps assez importantes, voire « *décourageantes* » pour certaines personnes. En effet, les participants étaient censés :

(i) lire une lettre introductive présentant globalement la démarche et la phase d'exploration des scénarios (1 page) ;

(ii) lire la description des scénarios (contenue dans un feuillet de 16 pages et un tableau de bord) en s'imprégnant des caractéristiques et des implications de chacun des futuribles présentés ;

(ii) lire une notice explicative (sous la forme d'un feuillet de 4 pages ; voir ANNEXE 1) proposant, entre autres, la contextualisation de la phase d'exploration, la définition de certains concepts clés (comme par exemple les notions de « critères », d'« indicateurs », de « poids », etc.) ou la proposition de plusieurs indicateurs ou arguments « candidats » pour appréhender chaque critère d'évaluation ;

(iv) enfin, remplir la grille d'exploration (voir ANNEXE 2), autrement dit, évaluer numériquement chaque scénario selon chaque critère d'évaluation et selon chaque vision sur l'avenir (ce qui correspond, au total, à 4x6x2=48 notes), pondérer ensuite les critères d'évaluation, choisir plusieurs indicateurs pour chaque critère d'évaluation, pondérer les indicateurs choisis, puis évaluer à nouveau chaque scénario à travers chaque indicateur (cette fois-ci, à travers des jugements exprimés sous la forme de code-couleurs).

La lecture de tous ces documents et l'évaluation complète des scénarios requérait facilement deux heures de travail (très probablement plus). Etant donné l'investissement déjà réalisé par la plupart

des personnes contactées (la plupart d'entre elles s'étaient déjà rendues disponibles auparavant dans notre démarche sans aucune contrepartie) et les autres démarches plus ou moins participatives réalisées sur le territoire au cours des dernières années (Charte Forestière de Territoire, retour d'expérience après les feux de 2003, phase de consultation dans le cadre de la Réserve Naturelle de la Plaine des Maures, etc.), le taux de participation obtenu n'est donc pas surprenant.

Ce taux de participation peut s'expliquer aussi par l'importance relative des personnes appartenant à la catégorie « municipalités » (au total 29 personnes, soit environ 46% du total ; l'ANNEXE 3 propose une liste de l'ensemble des personnes ayant participé à au moins l'une des phases de notre démarche)[1]. En effet, la plupart de ces 29 personnes étant des maires, des adjoints ou des conseillers municipaux, ils étaient généralement peu disponibles et sont le plus souvent moins concernées par la problématique du feu que d'autres acteurs (et donc, moins disposées à fournir l'effort que demandait l'exploration). Cela explique en partie la très faible participation de cette catégorie d'acteurs dans la phase d'exploration (environ 20 %) malgré une série d'entretiens préalables. Finalement, sur les 39 personnes contactées n'ayant pas renvoyé les feuillets d'évaluation dûment remplis, 23 sont des représentants des communes (soit environ 60%). Par rapport à cette catégorie d'acteurs, il est très probable que le fait de ne pas avoir eu de partenaire institutionnel sur le terrain ait limité notre légitimité (cela nous a permis cependant de ne pas être « étiquetés » par les autres acteurs dans un contexte conflictuel important).

D'autre part, le taux de participation obtenu s'explique aussi par le fait d'avoir contacté les membres du SDIS 83 malgré leur refus en bloc à participer au cours de la phase de consultation pour l'élaboration des « scénarios de vie avec le feu ». Leur absence à la phase d'exploration était pourtant prévisible. Les membres du SDIS 83 représentent environ 13% des participants n'ayant pas renvoyé les feuillets d'évaluation dûment remplis.

En outre, le fait de demander aux acteurs de renvoyer par courrier les feuillets d'évaluation (ce choix répondait principalement à des contraintes budgétaires et logistiques)[2] explique, lui aussi, très certainement le taux participation obtenu. Des entretiens *in situ* pour la remise des feuillets et/ou des rappels de vive voix auraient probablement conduit à une participation plus importante.

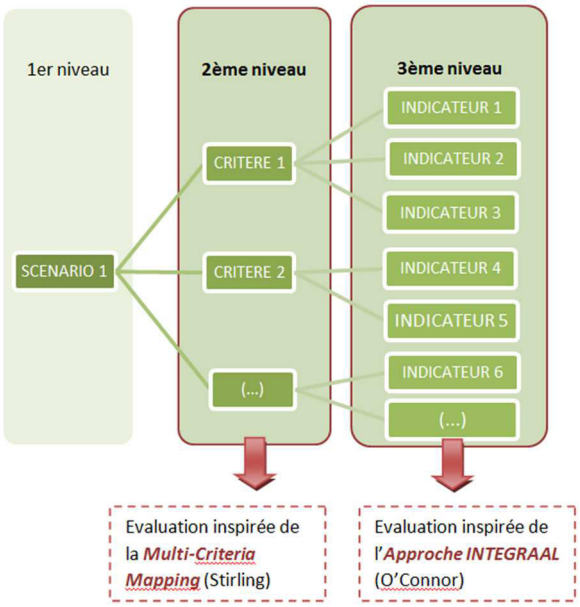
[1] L'idée était d'inviter l'ensemble des communes des Maures à l'exploration des scénarios.
[2] Une enveloppe pré-remplié et pré-timbrée a été distribuée à chaque participant.

9.2 Une exploration mixte à deux niveaux

9.2.0 Considérations générales

Les personnes ayant accepté de participer à la phase d'exploration ont donc évalué les scénarios à deux niveaux distincts (voir figure 9.2 ci-dessous) : (i) premièrement, en attribuant un jugement global pour chacun des six critères d'évaluation retenus ; (ii) deuxièmement, en jugeant la performance de plusieurs indicateurs (ou arguments) pour chaque critère d'évaluation.

Figure 9.2 : Explicitation des différents niveaux d'exploration des « avenirs du feu » dans les Maures[3]



Source : auteur

L'exploration au premier de ces deux niveaux (jugement à travers les critères d'évaluation) s'inspirait largement de la *Multi-Criteria Mapping* de Stirling (1997) et impliquait l'attribution par chaque participant de deux notes numériques pour chaque combinaison de scénario et de critère d'évaluation. L'une de ces notes se basait sur un regard « pessimiste » sur l'avenir, l'autre se basait plutôt sur un regard « optimiste » (voir section 7.4.2). Ce 1er niveau d'exploration visait principalement à intégrer l'**incertitude** (assimilée ici à l'écart existant entre les deux notes attribuées à une même combinaison de scénario et de critère d'évaluation) dans l'analyse prospective et à comprendre comment elle peut varier d'un acteur à l'autre selon le futurible considéré et selon le critère d'évaluation retenu. La considération de deux regards distincts sur le futur visait également à introduire les forces motrices exogènes dans l'exploration des scénarios (voir sous-section 5.2.2.3)[4]

[3] Comme le montre cette figure, les scénarios peuvent être explorés : (i) à travers des jugements globaux (c'est-à-dire, tous enjeux confondus) ; (ii) à travers des jugements pour chaque critère d'évaluation (ou enjeu) ; (iii) à travers des jugements émis par rapport à plusieurs indicateurs mobilisés à l'intérieur de chaque critère. Dans notre démarche, les participants ont évalué les scénarios à travers le deuxième et le troisième niveau.

[4] On a demandé explicitement aux participants de considérer ces forces motrices exogènes au moment d'attribuer les deux notes et de citer celles qui à leurs yeux peuvent avoir le plus grand impact sur l'évolution de la problématique du feu.

et à estimer l'impact que ces forces peuvent avoir aux yeux des différents acteurs sur l'évolution de la problématique.

L'exploration au deuxième niveau (jugement à travers les indicateurs) impliquait un degré de détail supérieur par rapport aux arguments et aux justifications véhiculés : en effet, les participants devaient juger (à travers des codes-couleur) la performance de plusieurs indicateurs[5] choisis par rapport à chacun des critères d'évaluation. Les informations ainsi récoltées ont été structurées à travers la « *Matrice de Délibération* » et la « *Foire aux Indicateurs* », les deux méthodes délibératives sur lesquelles repose l'*Approche INTÉGRAAL* (O'Connor 2006b).

Ce deuxième niveau d'exploration visait deux objectifs principaux : (i) l'identification des **ambiguïtés** *interprétative* et *normative* (Renn 2008 : 77) qui caractérisent le phénomène du feu ; (ii) l'explicitation de la **complexité** du phénomène du feu.

En ce qui concerne le premier de ces objectifs, l'utilisation de la « *Foire aux Indicateurs* » permet en effet de comparer les significations attribuées par chaque acteur à chacun des six critères d'évaluation retenus. Comme on le verra par la suite, ces significations varient significativement d'une catégorie à l'autre, voire même d'un participant à l'autre au sein d'une même catégorie d'acteurs. Par ailleurs, la considération simultanée des jugements des acteurs (à travers des codes-couleur) et des indicateurs choisis par ces mêmes acteurs permet de repérer :

(i) des situations où les jugements globaux émis par deux ou plusieurs acteurs pour une même combinaison de critère et de scénario sont similaires en termes de notation (attribution d'un même code-couleur), mais où ces jugements découlent en fait d'arguments complètement différents (*ambiguïté interprétative*) ;

(ii) des situations où deux ou plusieurs acteurs mobilisent des arguments similaires pour une même combinaison de critère et de scénario, mais dont les jugements de performance pour cette combinaison sont significativement différents, voire carrément opposés (*ambiguïté normative*).

Pour ce qui est du deuxième objectif (l'explicitation de la complexité du feu), la logique tridimensionnelle de la « *Matrice de Délibération* » nous permet d'analyser et de présenter les résultats de la phase d'exploration selon plusieurs « angles d'attaque » en nous focalisant (alternativement ou simultanément) sur les résultats obtenus par scénario, par catégorie d'acteurs ou par critère d'évaluation[6].

Enfin, le choix d'utiliser (ou plutôt de s'inspirer) de deux APMC différentes permet de :

(i) tester la robustesse des résultats obtenus sur le terrain en comparant les jugements émis par les participants à travers deux types d'évaluation (l'une numérique, l'autre linguistique) ;

(ii) exploiter la complémentarité existante entre les deux approches en question (voir figure 9.3).

[5] Les participants pouvaient mobiliser jusqu'à trois indicateurs différents pour un même critère d'évaluation.
[6] Précisons à ce sujet que cette logique tridimensionnelle a été également retenue dans l'analyse et la présentation des résultats obtenus au 1er niveau d'exploration.

Figure 9.3 : Complémentarité des APMC utilisées

Apports de la *Multi-Criteria Mapping* à la « Matrice de Délibération »

- L'adoption de deux regards sur l'avenir (l'un pessimiste et l'autre optimiste) et l'attribution de deux notes différentes à chaque combinaison de scénario et de critère d'évaluation permet aux participants de prendre complètement conscience de l'incertitude inhérente à l'exercice et de s'approprier réellement le jugement « je ne sais pas » (couleur blanche) dans la « *Matrice de Délibération* ». Comme on pourra le constater dans la section 9.4, le nombre de jugements « blanc » obtenus dans notre démarche est particulièrement élevé par rapport aux applications précédentes de la Matrice. Notons à ce sujet que les jugements « blanc » récoltés au 2ème niveau correspondent systématiquement à des écarts importants entre les deux notes attribuées au 1er niveau d'exploration pour une même combinaison critère-scénario.

- Le fait de proposer aux participants la possibilité d'exprimer leurs jugements à travers des notes numériques permet d'obtenir des informations plus précises par rapport à l'intensité avec laquelle ils estiment un « avenir du feu » plus ou moins souhaitable que les autres (la « *Matrice de Délibération* » ne propose que 5 jugements possibles parmi lesquels deux correspondent généralement à des jugements indéterminés : « je ne sais pas » (couleur blanche) et « ça ne me concerne pas » (couleur bleue).

- A travers l'utilisation complémentaire de la « *Foire aux indicateurs* », la « *Matrice de Délibération* » permet de mieux comprendre et de comparer les justifications sur lesquelles reposent les jugements des participants. Le choix des indicateurs et leur pondération par les acteurs fournissent en effet des informations précieuses pour une démarche constructiviste et heuristique comme la nôtre.

- Le fait de proposer des jugements à travers des codes-couleurs offre une alternative aux participants qui sont mal alaises face à une évaluation de type numérique.

- De par sa nature tridimensionnelle, la « *Matrice de Délibération* » fournit un cadre évaluatif à la fois intégré et désagrégeable selon plusieurs prismes.

- La pluralité d'« angles d'attaque » proposée permet de mieux appréhender la complexité du problème évalué en décuplant la pertinence potentielle des résultats obtenus.

Apports de la « *Matrice de Délibération* » à la *Multi-Criteria Mapping*

Source : auteur

9.2.1 L'analyse des résultats obtenus au 1er niveau d'exploration (à travers les critères)

Dans un premier temps, nous avons donc demandé aux participants de juger chaque scénario selon chaque critère d'évaluation et à travers deux regards sur l'avenir : l'un optimiste (c'est-à-dire, lorsque les choses vont « dans le sens du scénario ») et l'autre pessimiste (lorsque ça « tourne mal », autrement dit, lorsqu'un évènement ponctuel ou le simple enchaînement des choses éloigne le scénario de son récit ou de sa logique initiale). Pour ce premier niveau d'évaluation, chaque participant devait donc attribuer un total de 48 notes (soit, 6x2=12 notes par scénario). Au total, nous avons récolté **1 144 notes** (tous participants confondus)[7].

L'échelle proposée allait de 0 à 10. Les participants pouvaient attribuer des notes avec des décimales. Dans les faits cependant, tous ont préféré n'évaluer les scénarios qu'en utilisant des chiffres entiers. Les participants étaient également invités à attribuer des poids aux critères d'évaluation (le but étant d'exprimer l'importance respective de chaque enjeu aux yeux de chaque participant). A nouveau, l'échelle proposée allait de 0 à 10. Les participants pouvaient bien entendu opter pour ne pas pondérer les critères (dans ce cas, ils étaient tous considérés les uns aussi importants que les autres).

Les évaluations récoltées ont été regroupées par catégories d'acteurs. Nous avons ainsi obtenu pour chaque combinaison de critère g_i, de scénario a_j et de catégorie d'acteurs p_k, une note moyenne « pessimiste » ($\bar{t}_{i,j,k}$) et une autre note moyenne « optimiste » ($\dot{t}_{i,j,k}$). Précisons à ce sujet que les notes calculées pour chaque catégorie d'acteurs correspondent à des moyennes arithmétiques ordinaires. Autrement dit, le poids des participants est entièrement homogène à l'intérieur d'une même catégorie d'acteurs.

Pour ce premier niveau de l'évaluation, les plus de 1 000 notes récoltées ont été analysées en quatre temps répétés pour chaque catégorie d'acteurs :

(i) nous avons d'abord construit des « barres d'évaluation » pour chacun des quatre « scénarios de vie avec le feu » **(sous-section 9.2.1.1)** ;

(ii) nous avons ensuite analysé (pour chaque critère d'évaluation) la mesure dans laquelle les scénarios sont préférés les uns aux autres, ainsi que l'impact du type de vision adoptée sur le positionnement des acteurs vis-à-vis des 4 scénarios explorés **(sous-section 9.2.1.2)** ;

(iii) dans un troisième temps, nous avons analysé le degré d'incertitude associé à chaque « avenir du feu » et à chacun des six critères d'évaluation retenus **(sous-section 9.2.1.3)** ;

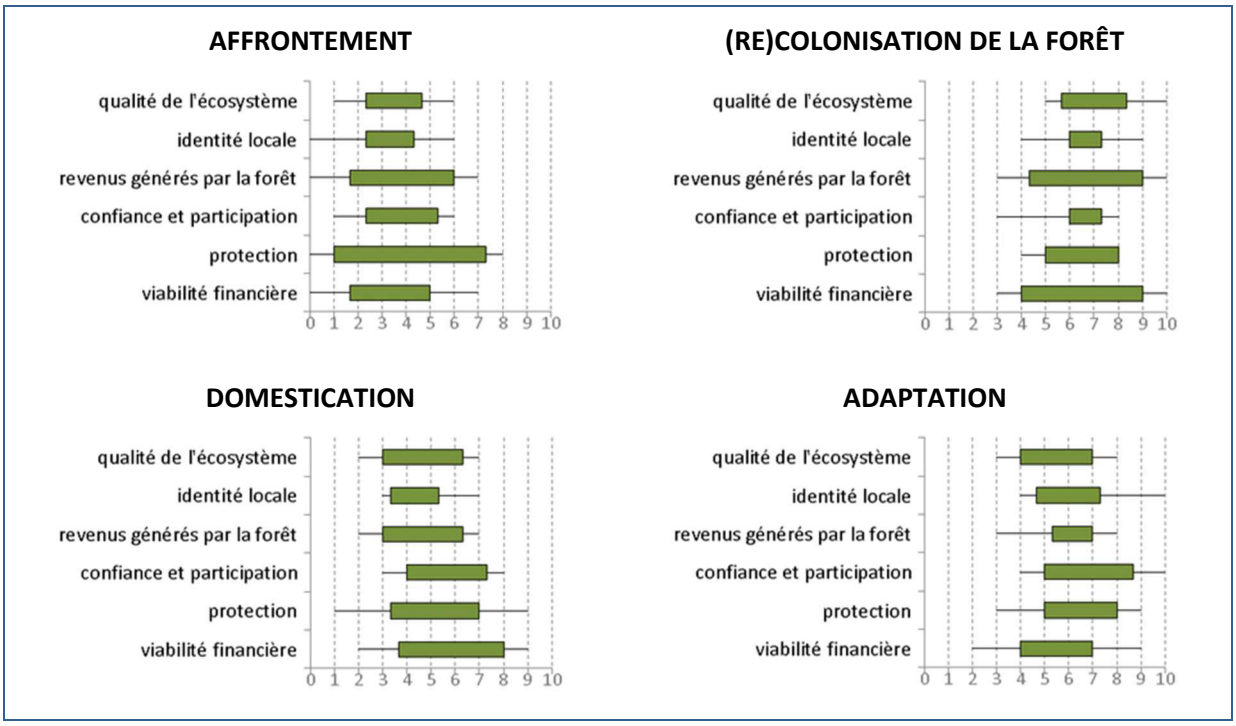
(iv) enfin, nous avons comparé les poids attribués aux critères d'évaluation et construit des « barres d'évaluation » globales pour chaque scénario (tous critères confondus) **(sous-section 9.2.1.4)**.

[7] Un participant a préféré ne pas évaluer les scénarios à travers le critère « qualité de l'écosystème » (son évaluation ne comptait donc que 40 notes).

9.2.1.1 Construction des « barres d'évaluation » pour chaque scénario

Dans un premier temps, les notes ont donc été analysées à travers la construction des « barres d'évaluation » par scénario (pour une illustration, voir la figure 9.4 ci-dessous). Ces « barres d'évaluation » sont situées le long d'un axe correspondant à l'échelle de notation proposée aux participants et relient les notes moyennes « pessimiste » et « optimiste » calculées pour chaque combinaison (a_j; g_i; p_k). Elles sont complétées par des barres d'erreur dont les extrêmes indiquent les notes minimale et maximale obtenues pour la combinaison considérée.

Figure 9.4 : Exemple de l'ensemble des « barres d'évaluations » obtenues pour une catégorie d'acteurs déterminée[8]



Source : auteur

L'analyse des « barres d'évaluation » permet de tirer plusieurs enseignements pour chaque catégorie d'acteurs :

(i) elle permet tout d'abord d'avoir un aperçu rapide et global sur le degré d'incertitude associé à chacun des « avenirs du feu ». Dans ce sens, plus les « barres d'évaluation » sont allongées et plus l'écart est grand entre les notes moyennes « pessimiste » et « optimiste » pour une même combinaison (a_j; g_i; p_k).

(ii) elle permet aussi de comparer rapidement l'incertitude associée aux scénarios et aux différents critères d'évaluation. Il s'agit là d'une analyse générale devant être affinée par la suite à travers l'étude détaillée de la « distribution de l'incertitude » (voir sous-section 9.2.1.3).

[8] Les « barres d'évaluation », ainsi que toutes les autres représentations graphiques proposées pour le 1er niveau d'exploration (à travers les critères), ont été élaborées sur EXCEL. Nous n'avons donc pas utilisé le logiciel employé dans les applications antérieures de l'approche *Multi-Criteria Mapping*.

(iii) elle permet également de tirer des enseignements globaux sur le positionnement de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis des quatre « avenirs du feu ». Comme on le verra par la suite, les « barres d'évaluation » obtenues pour un scénario sont parfois globalement « décalées » par rapport à celles obtenues pour un autre scénario. Dans ce cas de figure, les barres d'un scénario « gravitent » autour de valeurs clairement différentes à celles autour desquelles « gravitent » les barres d'un autre scénario. Sur la figure 9.4, par exemple, les « barres d'évaluation » calculées pour le scénario **AFFRONTEMENT** « gravitent » autour de 3 ou 4, tandis que celles obtenues pour le scénario **(RE)COLONISATION** « gravitent », elles, plutôt autour de 6 ou 7. On peut donc remarquer tout de suite un positionnement globalement plus favorable pour ce deuxième scénario. D'autres fois, au contraire, les « barres d'évaluation» sont toutes plus ou moins alignées. Il arrive aussi parfois que les « barres d'évaluation » permettent de repérer une « préférence totale » entre deux scénarios. C'est le cas lorsque les notes moyennes « pessimistes » d'un scénario sont majoritairement supérieures aux notes moyennes « optimistes » calculées pour un autre scénario. Il s'agit-là à nouveau d'une analyse globale devant être affinée par la suite à travers l'observation des classements par critère d'évaluation.

(iv) enfin, l'analyse des « barres d'évaluation » permet de repérer des notes moyennes « extrêmes » (c'est-à-dire, des moyennes très proches des limites de l'axe de notation) et/ou des notes minimales ou maximales « extrêmes » attribuées par au moins un participant (dans ce cas, l'information est obtenue à travers la lecture des barres d'erreur). Par exemple, dans la figure 9.4, le scénario **AFFRONTEMENT** reçoit au moins une note égale à zéro pour 4 des 6 critères d'évaluation, tandis que le scénario **(RE)COLONISATION** reçoit, lui, au moins une note égale à 10 pour la moitié des critères retenus.

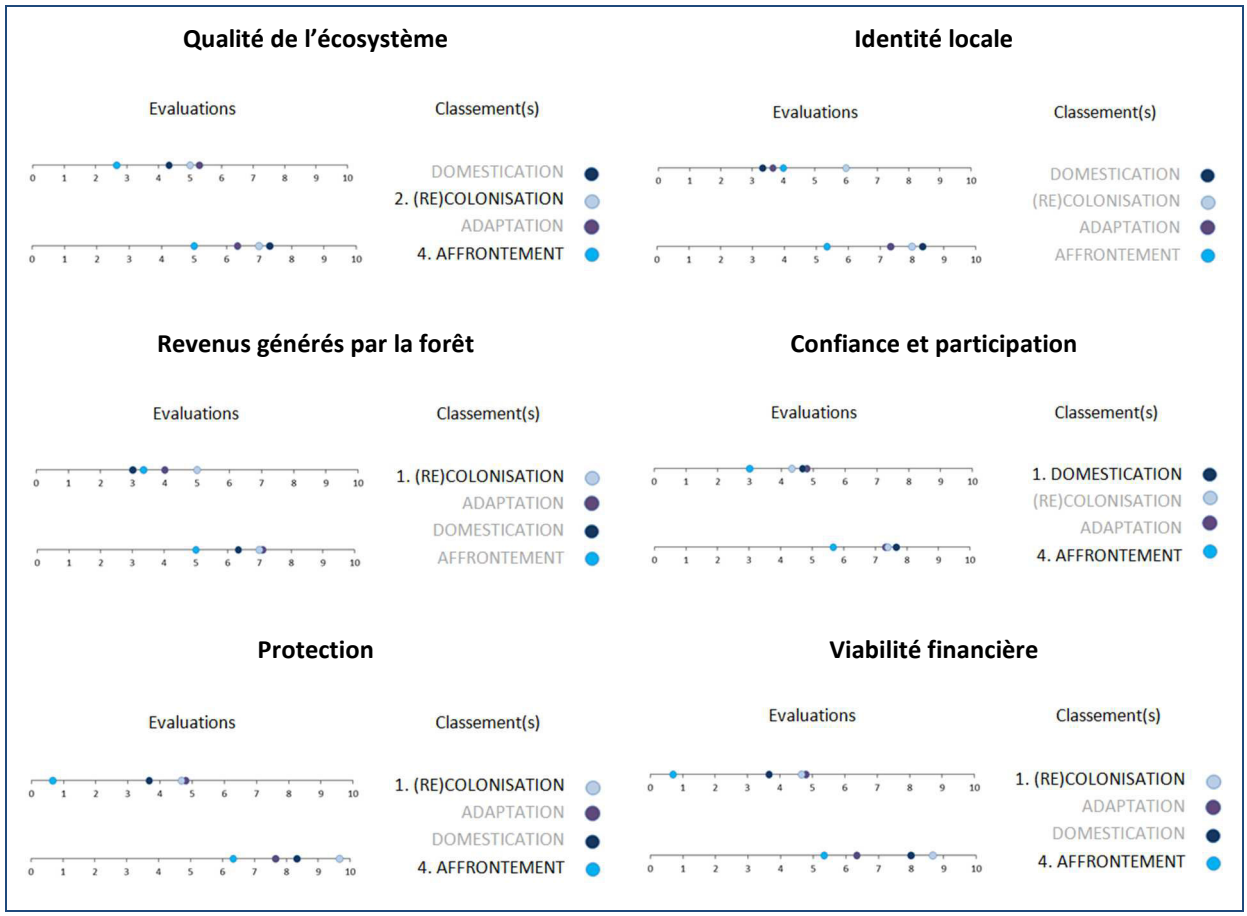
9.2.1.2 Analyse de l'intensité des préférences selon chaque critère d'évaluation et selon le type de vision adoptée

Comme nous l'avons dit, la longueur des « barres d'évaluation » permet d'avoir une idée générale sur le degré d'incertitude que chaque catégorie d'acteurs associe aux scénarios. Cela étant dit, l'impact concret de cette incertitude sur les notes attribuées et sur les préférences des acteurs dépend également de la mesure dans laquelle les notes moyennes varient lorsqu'on passe d'un regard sur l'avenir à l'autre. En effet, même lorsque le degré d'incertitude global est relativement bas (autrement dit, même lorsque les « barres d'évaluation » sont globalement courtes), si les notes attribuées aux différents scénarios sont toutes assez proches les unes des autres, le classement des scénarios peut être largement influencé par le type de vision adopté. Dans ce cas de figure, on peut donc avoir des scénarios au sein desquels les notes « pessimiste » et « optimiste » sont semblables, mais par rapport auxquels la relation de classement change sensiblement selon la vision adoptée (pessimiste ou optimiste). De façon symétrique, même lorsque les « barres d'évaluation » sont allongées, le type de vision peut n'influencer que marginalement le classement des scénarios si les notes attribuées à ces derniers sont sensiblement différentes d'un scénario à l'autre. Pour mesurer l'impact réel de l'incertitude sur le positionnement des acteurs, nous proposons donc une analyse des classements des scénarios par critère d'évaluation et par type de vision (voir figure 9.5 sur la page suivante). Ce genre de représentation propose deux éléments informatifs importants pour chaque critère d'évaluation :

(i) deux axes de notation, l'un « pessimiste » et l'autre « optimiste », à l'intérieur desquels sont placées les notes moyennes calculées pour les 4 scénarios. Nous reprenons ici les couleurs déjà attribuées aux scénarios dans la phase de consultation (voir chapitre 5). Cette représentation donne une idée de l'intensité des préférences des acteurs pour chaque critère et chaque vision.

(ii) le(s) classement(s) des scénarios par critère d'évaluation[9]. Le nom des scénarios dont la place est influencée par le type de vision adopté est écrit en gris. Le nom des scénarios dont la place reste inchangée est écrit en noir.

Figure 9.5 : Classements des scénarios par critère d'évaluation pour une catégorie d'acteurs déterminée (analyse de l'impact de l'incertitude sur les préférences)



Source : auteur

Dans l'exemple proposé ci-dessus, le regard sur l'avenir influence le classement des scénarios pour les six critères d'évaluation retenus. Cela étant dit, pour la moitié des critères, le scénario **(RE)COLONISATION** est préféré à tous les autres scénarios indépendamment du regard sur l'avenir.

[9] Les critères suivis pour départager les scénarios ayant les mêmes notes moyennes sont : 1) le nombre de notes reçues égales à zéro (pour le critère en question) ; 2) la note maximale (pour le critère et la vision en question) ; 3) la note minimale (pour le critère et la vision en question) ; 4) le nombre de notes reçues égales à zéro (tout critère confondu) ; 5) la note moyenne obtenue pour le critère en question mais pour l'autre type de vision. Si deux scénarios ne peuvent toujours pas être départagés selon ces critères, leur classement est jugé identique (cette situation est indiquée par un astérisque).

Le scénario **AFFRONTEMENT** est, lui, déclassé par tous les autres scénarios pour 4 critères, et ce, quel que soit le regard adopté. Ce scénario obtient par ailleurs plusieurs notes moyennes nettement éloignées de celles obtenues autres par les trois autres futuribles.

9.2.1.3 Analyse de la « distribution de l'incertitude » entre les scénarios et entre les critères d'évaluation

Dans un troisième temps, nous avons analysé la « distribution de l'incertitude », autrement dit, les différents degrés d'incertitude associés par chaque catégorie d'acteurs : (i) aux « scénarios de vie avec le feu » et (ii) aux critères d'évaluation. Il s'agit là de comprendre quels sont les éléments les plus incertains aux yeux de chaque catégorie d'acteurs (et ce, pour les différentes dimensions du problème). La mesure de l'incertitude proposée ici correspond à la valeur agrégée des écarts existant entre les notes moyennes « pessimiste » et « optimiste » (pour un même scénario ou pour un même critère). Bien évidemment, d'autres mesures ou indicateurs peuvent être utilisés.

Plus concrètement, la « distribution de l'incertitude » entre les quatre « avenirs du feu » est analysée à travers l'indicateur l_{a_j,p_k} mesurant le degré d'incertitude associé au scénario a_j par la catégorie d'acteurs p_k. Comme nous l'avons indiqué, cette mesure correspond à l'agrégation des écarts entre les notes moyennes obtenues pour chaque critère d'évaluation g_i. Ainsi, par exemple, pour le scénario *j=1* et la catégorie d'acteurs *k=2*, cette mesure correspond à :

$$l_{a_{j=1},p_{k=2}} = \sum_{i=1}^{n}\left[(\overset{+}{t}_{i,j=1,k=2}) - (\overset{-}{t}_{i,j=1,k=2})\right] = \sum_{i=1}^{n} r_{i,j=1,k=2}$$

où *n* correspond au nombre total de critères retenus et où $r_{i,j=1,k=2}$ indique l'écart entre les notes moyennes « optimiste » et « pessimiste » que la catégorie *k=2* attribue au scénario *j=1* selon le critère *i*, autrement dit, l'écart entre $\sum_{i=1}^{n}(\overset{+}{t}_{i,j=1,k=2})$ et $\sum_{i=1}^{n}(\overset{-}{t}_{i,j=1,k=2})$

De façon analogue, la « distribution de l'incertitude » entre les différents critères d'évaluation est basée sur la comparaison de l'indicateur l_{g_i,p_k}, signalant donc le degré d'incertitude associé au critère g_i par la catégorie d'acteurs p_k. Par exemple, pour le critère *i=3* et la catégorie d'acteurs *k=2*, cet indicateur correspond à :

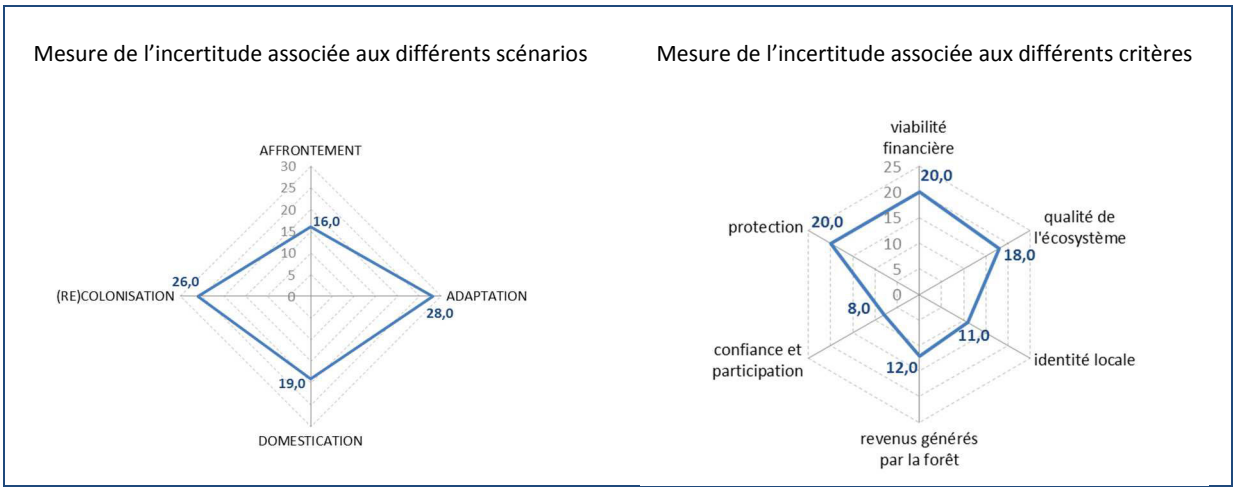
$$l_{g_{i=3},p_{k=2}} = \sum_{j=1}^{m}\left[(\overset{+}{t}_{i=3,j,k=2}) - (\overset{-}{t}_{i=3,j,k=2})\right] = \sum_{j=1}^{m} r_{i=3,j,k=2}$$

où *m* correspond au nombre total de scénarios explorés et où $r_{i=3,j,k=2}$ indique l'écart entre les notes moyennes « optimiste » et « pessimiste » que la catégorie *k=2* attribue au scénario *j* selon le critère *i=3*, autrement dit, l'écart entre $\sum_{j=1}^{m}(\overset{+}{t}_{i=3,j,k=2})$ et $\sum_{j=1}^{m}(\overset{-}{t}_{i=3,j,k=2})$.

Les valeurs obtenues pour ces indicateurs sont illustrées à travers deux représentations sous forme de « radar » (voir figure 9.6): l'une concerne la « distribution de l'incertitude » entre les scénarios et l'autre la « distribution de l'incertitude » entre les critères d'évaluation. Dans l'exemple proposé, la catégorie d'acteurs concernée considère les scénarios **(RE)COLONISATION** et **ADAPTATION** comme étant particulièrement incertains (il s'agit d'ailleurs des deux scénarios impliquant un réaménagement global du massif). En ce qui concerne les critères d'évaluation, la « protection des

biens et des personnes », la « viabilité financière » et la « qualité de l'écosystème » sont perçus comme les plus incertains.

Figure 9.6 : Exemples de radars indiquant la « distribution de l'incertitude » pour une certaine catégorie d'acteurs entre les différents scénarios et les différents critères d'évaluation

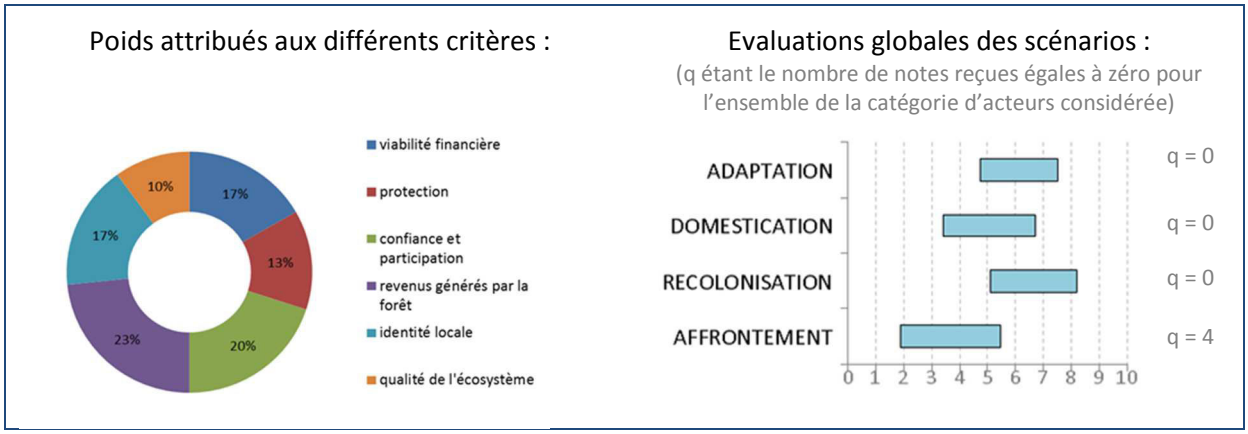


Source : auteur

9.2.1.4 Analyse de l'importance relative attribuée à chaque critère d'évaluation et construction de classements globaux (tous critères confondus)

Enfin, dans un quatrième temps, nous avons analysé les poids attribués par chaque catégorie d'acteurs aux différents critères d'évaluation. Ces poids ont été ensuite utilisés pour agréger les notes attribuées à chaque scénario. Nous avons utilisé pour cela la méthode de la somme pondérée. Les résultats ainsi obtenus sont présentés à travers deux illustrations graphiques (voir figure 9.7) : (i) un graphique en « anneau » indiquant l'importance relative de chaque critère ; (ii) des « barres d'évaluation » globales (tous critères confondus) complétées par le nombre de notes égales à zéro attribuées à chaque scénario.

Figure 9.7 : Exemples de graphiques illustrant pour une catégorie d'acteurs déterminée, l'importance relative attribuée à chaque critère d'évaluation et les classements globaux résultants



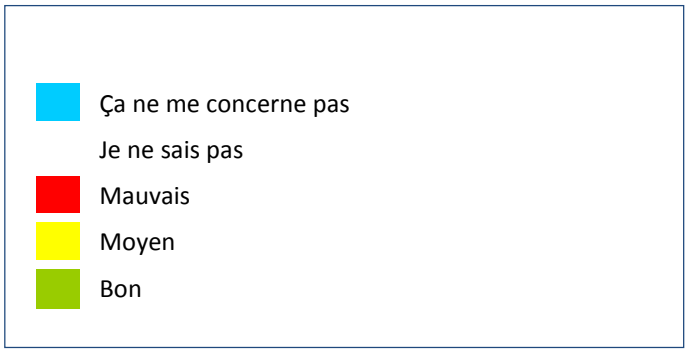
Source : auteur

9.2.2 L'analyse des résultats obtenus au 2ème niveau d'exploration (à travers les indicateurs)

Dans un deuxième temps, les participants étaient donc invités à choisir jusqu'à trois indicateurs pour caractériser et évaluer chacun des six critères d'évaluation retenus. Pour cela, ils pouvaient soit utiliser des indicateurs « candidats » proposés dans une liste sommaire jointe aux feuillets d'évaluation[10], soit proposer eux-mêmes de « nouveaux » indicateurs. A ce niveau d'exploration, chaque participant pouvait donc juger les scénarios à travers des indicateurs différents de ceux choisis par les autres acteurs engagés dans la démarche. Par ailleurs, les participants pouvaient choisir aussi bien une même série d'indicateurs pour évaluer les quatre scénarios, que des indicateurs différents pour chaque scénario (dans les faits, les 24 participants ont tous opté pour la première option). Comme cela a été indiqué antérieurement, les participants pouvaient par ailleurs attribuer des poids différents aux indicateurs choisis (l'échelle proposée allait de 0 à 10).

Une fois les indicateurs sélectionnés et éventuellement pondérés, les acteurs devaient juger chaque scénario à travers les indicateurs choisis. A ce 2ème niveau d'exploration, le type de jugement proposé n'était plus une (ou deux) note(s) numérique(s), mais un code-couleur (chaque couleur étant assimilée à un jugement linguistique déterminé ; voir encadré 9.1). Dans les cas où l'incertitude était trop importante aux yeux des participants, ceux-ci étaient invités à exprimer un jugement indéterminé (couleur blanche = « je ne sais pas »).

Encadré 9.1 : Codes couleur proposés aux participants pour évaluer les scénarios à travers les indicateurs (2ème niveau d'exploration)



Source : auteur

Les informations obtenues à ce 2ème niveau d'exploration ont été analysées sous plusieurs angles :

(i) nous avons d'abord répertorié, pour chaque critère d'évaluation, l'ensemble des indicateurs ou arguments mobilisés, ainsi que leur fréquence d'utilisation (toutes catégories d'acteurs confondues) **(sous-section 9.2.1.1)** ;

(ii) nous avons ensuite calculé (à partir des pondérations réalisées par les participants), l'« importance relative » globale de chaque indicateur pour chaque critère d'évaluation (toutes catégories d'acteurs confondues) **(sous-section 9.2.1.2)** ;

[10] Le nombre d'indicateurs contenus dans cette liste était volontairement limité dans le but d'influencer le moins possible les participants.

(iii) troisièmement, nous avons analysé le choix des indicateurs et leurs pondérations respectives au niveau de chaque catégorie d'acteurs **(sous-section 9.2.1.3)** ;

(iv) enfin, quatrièmement, nous avons analysé (à travers la « *Matrice de Délibération* ») les jugements émis par rapport à la performance des indicateurs vis-à-vis de chacun des quatre « avenirs du feu » **(sous-section 9.2.1.2)**.

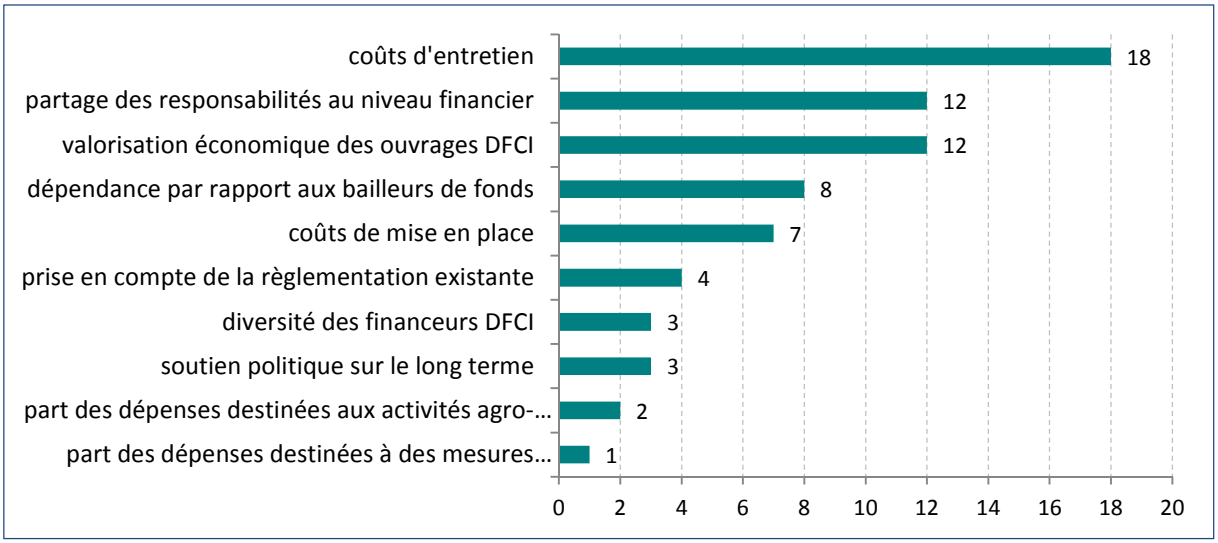
9.2.2.1 Analyse de la fréquence d'utilisation des indicateurs (toutes catégories d'acteurs confondues)

Nous avons choisi d'illustrer le choix des indicateurs et leur fréquence d'utilisation à travers un graphique sous forme de barres horizontales dont la longueur indique le nombre de participants ayant mobilisé chaque indicateur (la figure 9.8 propose un exemple de ce genre de représentation).

A travers ce répertoriage et ce genre d'illustrations, il est possible : (i) d'avoir une idée plus précise sur la signification globalement attribuée à chaque critère d'évaluation, et (ii) d'évaluer la diversité d'arguments utilisée pour chaque critère d'évaluation.

Dans l'exemple proposé ci-dessous, trois quarts des participants ont mobilisé l'indicateur « coûts d'entretien » pour caractériser et évaluer le critère « viabilité financière ». Cet indicateur est clairement le plus utilisé. Deux autres indicateurs ont été choisis par la moitié des participants : le « partage des responsabilités au niveau financier » et la « valorisation économique des ouvrages DFCI ». Ces trois indicateurs représentent à eux seuls 60% des arguments utilisés par l'ensemble des participants. Au total, une dizaine d'indicateurs ont été mobilisés.

Figure 9.8 : Exemple d'un inventaire d'indicateurs (pour le critère « viabilité financière »)



Source : auteur

9.2.2.2 Analyse de l'« importance relative » globale des indicateurs (toutes catégories d'acteurs confondues)

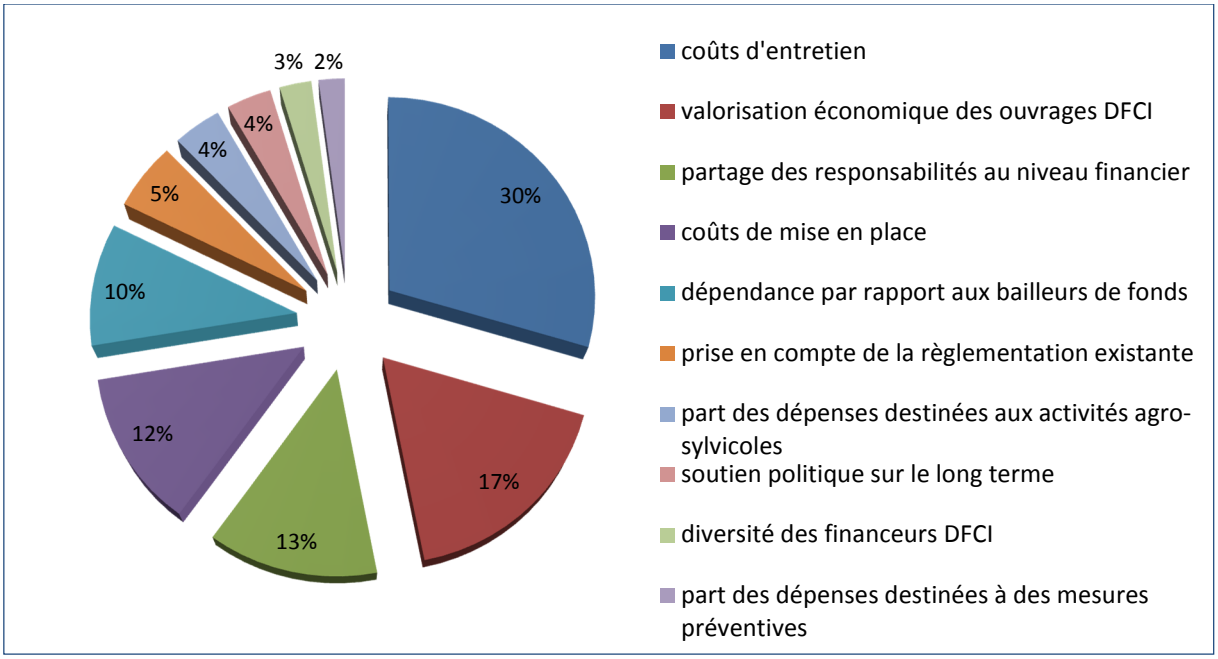
L'« importance relative » globale d'un indicateur correspond au poids que cet indicateur a dans la caractérisation d'un certain critère d'évaluation (toutes catégories d'acteurs confondues). Le concept d'« importance relative » se réfère donc aux pondérations attribuées aux indicateurs (et non pas à leur fréquence d'utilisation). Mathématiquement, étant donnés *s* (le nombre de catégories d'acteurs p_k) et w_{qik} (le poids moyen attribué à un indicateur *q* par la catégorie d'acteurs *k* vis-à-vis du critère *i*), l' « importance relative » globale $I_{q=1,i=2}$ calculée pour l'indicateur *q=1* vis-à-vis du critère *i=2* correspond donc à :

$$I_{q=1,i=2} = \frac{1}{s}(\sum_{k=1}^{s} w_{q=1,i=2,k})$$

On remarquera par rapport à la formule présentée ci-dessus que : (i) toutes les catégories ont exactement la même importance (quel que soit le nombre de participants au sein de chaque catégorie d'acteurs) ; (ii) les indicateurs non mobilisés reçoivent implicitement un poids égal à zéro ; (iii) la somme de l'« importance relative » globale de tous les indicateurs utilisés pour un même critère d'évaluation est égale à 1 (ou 100% lorsque les résultats sont présentés sous forme de pourcentage).

Nous avons choisi de représenter l'« importance relative » globale des indicateurs utilisés pour un même critère à travers un diagramme circulaire comme celui illustré par la figure 9.9 (voir page suivante). Ce genre d'analyse permet d'affiner les informations obtenues à travers l'étude de la fréquence d'utilisation des indicateurs : en effet, un indicateur peut être souvent utilisé mais n'être considéré que comme un argument secondaire par la plupart des acteurs (autrement dit, un indicateur peut être retenu par bon nombre des participants comme deuxième ou troisième choix). Au contraire, un indicateur peut n'être mobilisé que par une partie des acteurs, mais être essentiel pour ces derniers (il reçoit alors systématiquement un poids élevé). Dans l'exemple proposé sur la figure 9.9, l'indicateur « coût d'entretien » représente 30% de la signification globalement attribuée au critère « viabilité financière ». Il s'agit d'un pourcentage élevé qui double pratiquement le poids du deuxième indicateur le plus important et qui confirme donc les résultats obtenus en termes de fréquence d'utilisation (voir figure 9.8). Comme on peut le remarquer à travers la lecture simultanée des figures 9.8 et 9.9, les indicateurs « partage des responsabilités au niveau financier » et « valorisation économique des ouvrages DFCI » ont été utilisés l'un aussi souvent que l'autre, cependant, le deuxième est globalement considéré plus important (son « importance relative » globale est de 17%, alors que celle attribuée au premier indicateur n'est que de 13%). Ce genre de représentation permet également d'identifier pour chaque critère d'évaluation les indicateurs principaux et de mesurer l'éclatement plus ou moins important des significations mobilisées : pour le critère « viabilité financière », par exemple, les 5 indicateurs les plus importants expliquent à eux seuls 82% de sa signification globale associée à ce critère.

Figure 9.9 : Exemple de diagramme circulaire illustrant l'importance relative des indicateurs mobilisés par rapport à un critère d'évaluation (« viabilité financière »)



Source : auteur

9.2.2.3 Analyse (par catégories d'acteurs par critères d'évaluation) du choix des indicateurs et de leurs pondérations

L'analyse par catégorie d'acteurs permet d'obtenir des résultats particulièrement intéressants pour l'interprétation des jugements des scénarios puisqu'elle rend explicite la pluralité de significations qui peuvent être attachées à un même critère d'évaluation. Ce genre d'analyse exige cependant de présenter les informations collectées de façon à la fois désagrégée et suffisamment structurée pour que l'on puisse réaliser des interprétations rapides et pertinentes. Dans ce travail de recherche, nous avons choisi de présenter ces informations à travers un tableau à deux entrées avec d'un côté, les indicateurs, et d'un autre côté, les catégories d'acteurs (voir figure 9 .10 sur la page suivante). Les cellules du tableau indiquent : (i) quels ont été les indicateurs utilisés par chaque catégorie d'acteurs (les cellules correspondantes sont coloriées en bleu plus ou moins foncé) ; et (ii) quel est le poids moyen (ou l'« importance relative ») que ces indicateurs reçoivent au niveau de chaque catégorie d'acteurs (les cellules contiennent le poids moyen de chaque indicateur pour chaque catégorie d'acteurs ; elles sont par ailleurs coloriées en différentes gammes de bleu selon la valeur plus ou moins élevée des poids moyens).

Ce genre de tableau permet, entre autres, d'identifier des groupes d'acteurs partageant une signification commune à un certain critère d'évaluation ; l'existence (ou pas) d'indicateurs « dominants » pour une grande partie des catégories d'acteurs ; l'identification de possibles agrégations thématiques entre plusieurs indicateurs ; ou encore, l'estimation du poids de cet ensemble d'indicateurs au sein d'une ou plusieurs catégories d'acteurs. Logiquement, le potentiel informatif de ce tableau est décuplé lorsqu'il est analysé simultanément avec les jugements émis par les acteurs vis-à-vis de chaque critère d'évaluation (voir sous-section 9.2.1.4).

Figure 9.10 : Exemple de tableau illustrant la sélection et la pondération des indicateurs opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs pour le critère d'évaluation « viabilité financière »

couleur					
valeurs de *w*	$0 \leq w < 1$	$1 \leq w < 2$	$2 \leq w < 3$	$3 \leq w < 4$	$4 \leq w$

	Agriculteurs en forêt	Associations de protection de la nature	CG 83	Chargés de PIDAF	Habitants en forêt	Municipalités	Propriétaires forestiers	Services de l'Etat
part des dépenses destinées à des mesures préventives		0,167						
part des dépenses destinées aux activités agro-sylvicoles		0,167						0,146
soutien politique sur le long terme		0,167				0,123		
diversité des financeurs DFCI						0,111	0,095	
prise en compte de la règlementation existante		0,167			0,274			
dépendance par rapport aux bailleurs de fonds	0,278			0,222	0,083	0,111		0,1
coûts de mise en place			0,333	0,111		0,111	0,245	0,2
valorisation économique des ouvrages DFCI	0,306		0,333	0,222	0,213	0,198	0,119	
partage des responsabilités au niveau financier	0,11			0,099	0,274	0,235	0,171	0,146
coûts d'entretien	0,306	0,34	0,333	0,346	0,155	0,111	0,369	0,408
	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Source : auteur

9.2.2.4 Analyse des jugements émis par les participants à travers les indicateurs

Enfin, les jugements récoltés au deuxième niveau d'exploration ont été intégrés dans une « *Matrice de Délibération* » consultable en ligne : http://dst.kerbabel.net/?q=node/177176/matrice/455/

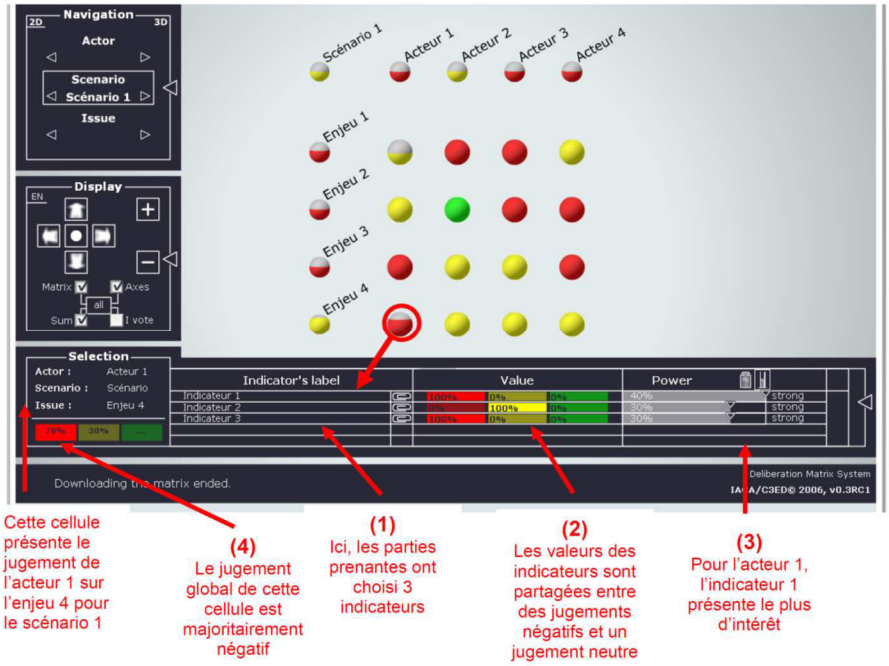
Pour des raisons techniques, nous avons construit une Matrice « fermée avec indicateurs » (voir sous-section 7.4.4.4). Les résultats finalement affichés dans la Matrice découlent donc d'une double agrégation (et donc, d'une double simplification ou perte d'informations) :

i) lorsqu'un un même indicateur est utilisé par plusieurs participants appartenant à une même catégorie d'acteurs et que les jugements sur la performance de cet indicateur diffèrent d'un participant à l'autre, nous n'avons retenu alors que la couleur au « pourcentage de représentativité » le plus élevé (voir encadré 9.2 pour une illustration de ce principe). Par ailleurs, et étant donné que le système KerDST limite à 5 le nombre d'indicateurs mobilisables pour chaque combinaison (a_j; g_i; p_k), nous n'avons retenu pour remplir la Matrice que les 5 indicateurs les plus importants au sein de chaque catégorie d'acteurs pour chaque critère d'évaluation.

ii) lorsque les indicateurs retenus pour une même catégorie d'acteurs et pour un même critère sont jugés à travers des couleurs différentes, la Matrice affiche pour la combinaison (a_j; g_i; p_k)

concernée la couleur au « pourcentage de représentativité le plus élevé » (le degré de remplissage de la cellule indique le pourcentage de la couleur la plus représentative) (voir encadré 9.2).

Encadré 9.2 : Composition des cellules de la « Matrice de Délibération »
(illustration du principe de la « représentativité des couleurs »)



La figure ci-dessus (tirée de Chamaret 2007 : 221) illustre le processus de composition d'une cellule appartenant à une « *Matrice de Délibération* » générique. La cellule en question (entourée en rouge) indique le jugement émis par l'acteur 1 vis-à-vis du scénario 1 selon l'enjeu (ou critère) 4. Le jugement indiqué par cette cellule découle simultanément de 3 éléments :

(i) les indicateurs choisis par l'acteur en question pour évaluer la performance du critère concerné (élément n°1 sur la figure) ;

(ii) le jugement émis par l'acteur vis-à-vis de chacun de ces indicateurs (élément n°2 sur la figure) ;

(iii) le poids attribué à chaque indicateur (élément n°3 sur la figure).

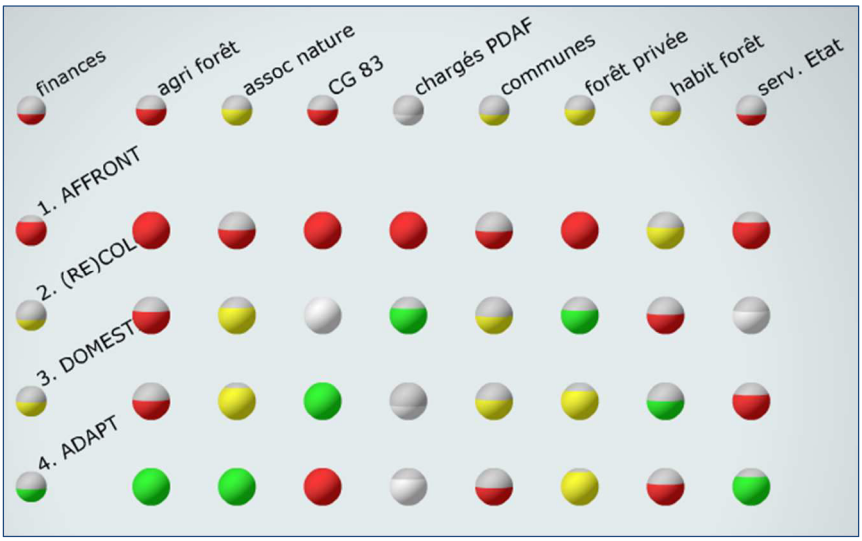
Le jugement global pour cette cellule (élément n°4 sur la figure) est automatiquement calculé par le logiciel. La couleur affichée est la plus « *représentée* » pour l'ensemble des indicateurs mobilisés. Dans l'exemple proposé, la couleur jaune (jugement moyen) représente 30%, tandis que la couleur rouge représente 70% (= 40% + 30%). C'est donc celle-ci que le logiciel choisit pour remplir la cellule concernée. Précisons que lorsque deux couleurs ont le même pourcentage de représentation, le logiciel choisit par défaut le jugement le moins bon des deux.

Comme on peut le constater, la cellule n'est que partiellement remplie. L'afficher complètement en rouge donnerait en effet un signal équivoque par rapport aux jugements émis par l'acteur en question (rappelons que le jugement « moyen » -jaune- compte pour environ un tiers du jugement global). La Matrice nuance donc le jugement global retenu pour chaque cellule en les remplissant plus ou moins selon le pourcentage de « représentation » calculé pour la couleur dominante. Dans notre exemple, la cellule n'est donc remplie qu'à 70%.

Etant données ces agrégations, les résultats affichés dans la « *Matrice de Délibération* » doivent être davantage interprétés comme une représentation « impressionniste » des jugements des acteurs que comme une reproduction exacte de ces jugements. Cela étant dit, et comme on aura l'occasion de le voir dans la section 9.4, les résultats obtenus à travers la Matrice correspondent globalement à ceux observés au 1er niveau d'exploration.

D'autre part, nous avons fait le choix de présenter les jugements des acteurs à travers des coupes transversales de la Matrice par critère d'évaluation (voir figure 9.11 pour un exemple)[11].

Figure 9.11 : Coupe transversale de la « Matrice de Délibération » affichant les jugements émis par les participants à travers les indicateurs choisis pour évaluer le critère « viabilité financière »[12]



Source : auteur

Enfin, notons que notre analyse s'est focalisée sur les cellules « intérieures » de la Matrice en omettant en grande partie les cellules « bilan » automatiquement calculées par le système KerDST pour chaque scénario (1ère colonne à gauche sur la figure 9.11), pour chaque catégorie d'acteurs (1ère ligne sur la figure 9.11) et plus globalement, pour chaque critère (1ère cellule en haut à gauche sur la figure 9.11).

[11] Dans la section 9.4.7 (Mise en commun des résultats obtenus au 2ème niveau d'exploration), nous présentons également des coupes de la Matrice par scénario.

[12] Le tableau 9.0 (sur la page suivante) présente les abréviations utilisées dans la « *Matrice de Délibération* ».

Tableau 9.0 : Abréviations utilisées dans la « Matrice de Délibération »

SCENARIOS	
« 1. AFFRONT »	L'affrontement technique
« 2. (RE)COL »	La (re)colonisation de la forêt
« 3. DOMEST »	La domestication du feu
« 4. ADAPT »	L'adaptation au feu
ACTEURS	
« agri forêt »	Agriculteurs en forêt
« assoc nature »	Associations de protection de la nature
« CG 83 »	Conseil Général du Var
« chargés PDAF »	Chargés de PIDAF
« communes »	Municipalités
« forêt privée »	Propriétaires forestiers et organismes de la forêt privée
« habit forêt »	Habitants en forêt
« serv. Etat »	Services de l'Etat
CRITERES D'EVALUATION	
« écosystème »	Qualité de l'écosystème
« confiance »	Confiance mutuelle et niveau de participation
« finances »	Viabilité financière
« identité »	Identité locale
« protection »	Protection des biens et des personnes
« revenus »	Revenus générés par la forêt

Source : auteur

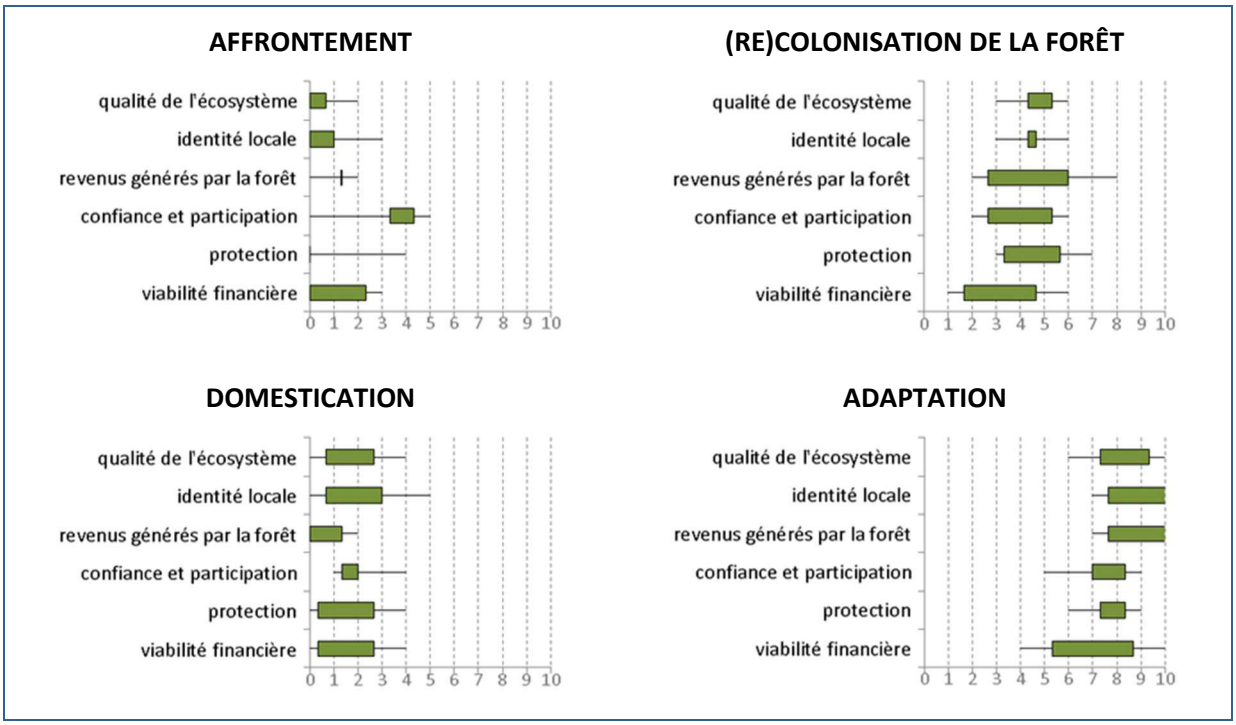
Une fois présentés tous ces éléments théoriques et méthodologiques, nous proposons d'analyser plus concrètement les résultats de l'exploration, d'abord au 1er niveau catégorie d'acteurs par catégorie d'acteurs **(section 9.3)**, puis au 2ème niveau, critère par critère **(section 9.4)**.

9.3 Présentation des résultats obtenus au 1er niveau d'exploration (à travers les critères d'évaluation)

9.3.1 Les agriculteurs en forêt (n=3)

Comme on peut le constater sur l'encadré 9.3(a), les évaluations des « agriculteurs en forêt » se caractérisent par : (i) une hiérarchisation très nette des quatre « avenirs du feu » selon les six critères d'évaluation retenus ; (ii) des notes relativement peu influencées par le passage d'un critère à l'autre (à l'intérieur d'un même scénario) ; et (iii) un impact relativement faible de l'incertitude.

Encadré 9.3(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « agriculteurs en forêt » (présentation des résultats par scénarios)



Source : auteur

Les « agriculteurs en forêt » expriment une préférence particulièrement nette pour le scénario **ADAPTATION**. Les notes moyennes « pessimistes » obtenues par ce futurible dépassent d'ailleurs les notes moyennes « optimistes » attribuées à tous les autres scénarios, et ce, quel que soit le critère d'évaluation retenu. Il s'agit d'un résultat que l'on n'observe pour aucune autre catégorie d'acteurs. Par ailleurs, les « agriculteurs en forêt » préfèrent aussi très clairement la **(RE)COLONISATION** aux deux autres scénarios (les notes moyennes « pessimistes » attribuées à ce futurible dépassent les notes moyennes « optimistes » des deux autres scénarios, et ce, pour 5 des 6 critères d'évaluation).

Attirent également l'attention les notes extrêmement élevées reçues par le scénario **ADAPTATION**. Ce scénario obtient en effet des notes maximales égales à 10/10 pour quatre des six critères d'évaluation et présente deux moyennes « optimistes » égales à 10 (autrement dit, lorsque l'exploration se fait à travers ce regard sur l'avenir, les 3 participants concernés ont attribué un 10/10 à ce scénario en termes d'« identité locale » et de « revenus générés par la forêt »). En outre, les

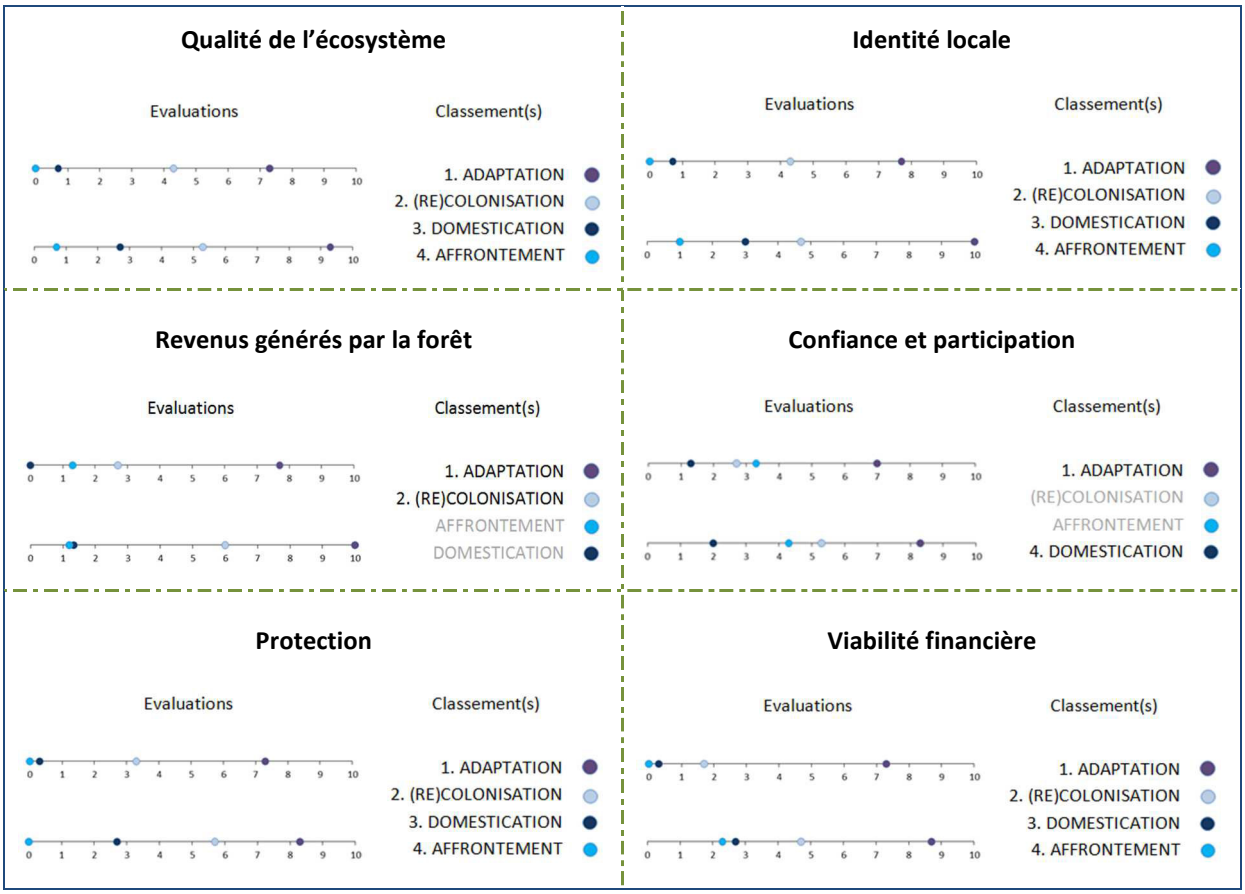
moyennes « pessimistes » obtenues par ce scénario sont égales ou supérieures à 7/10 pour cinq des six critères considérés.

A l'extrême opposé, le scénario **AFFRONTEMENT** reçoit, lui, au moins une note égale à 0/10 pour les six critères et présente quatre moyennes « pessimistes » égales à 0/10. Les notes optimistes reçues par ce scénario sont elles aussi particulièrement basses (la meilleure note étant un 5/10 pour le critère « confiance et participation »). Les moyennes « optimistes » résultantes ne dépassent jamais le 5/10. Le positionnement des « agriculteurs en forêt » est donc particulièrement catégorique.

En ce qui concerne le niveau d'incertitude perçu, les notes « pessimistes » et « optimistes » sont particulièrement rapprochées pour tous les scénarios considérés et tous les critères d'évaluation retenus. Les « agriculteurs en forêt » sont la catégorie d'acteurs pour laquelle le degré d'incertitude global est le moins important.

L'encadré 9.3(b) illustre l'impact de l'incertitude sur les classements des scénarios. Comme on peut le constater, l'incertitude n'influence le classement des « avenirs du feu » que pour deux critères d'évaluation et n'altère jamais le haut du tableau : le scénario **ADAPTATION** est en effet classé premier quel que soit le critère d'évaluation et la vision adoptée (autrement dit, ce scénario est premier dans les douze classements considérés).

Encadré 9.3(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « agriculteurs en forêt »)



Source : auteur

Par ailleurs, et comme on peut l'observer sur ce deuxième encadré, l'écart existant entre les notes moyennes obtenues par l'**ADAPTATION** et celles des trois autres scénarios est toujours très important (c'est le cas pour les six critères d'évaluation considérés et indépendamment du regard adopté sur l'avenir).

Le scénario **(RE)COLONISATION** est, lui, classé deuxième dans onze des douze classements considérés. Il n'est classé troisième que lorsque le critère retenu est « confiance et participation » et que la vision adoptée est pessimiste. Il n'est donc jamais classé ni premier ni dernier.

Le scénario **AFFRONTEMENT** est, lui, classé dernier (quelle que soit la vision adoptée) pour quatre des six critères d'évaluation. Les critères en question sont : la « qualité de l'écosystème » ; l'« identité locale » ; la « protection » des biens et des personnes et la « viabilité financière ». Ce scénario est aussi dernier (à égalité) en termes de « revenus générés par la forêt » (selon une vision optimiste).

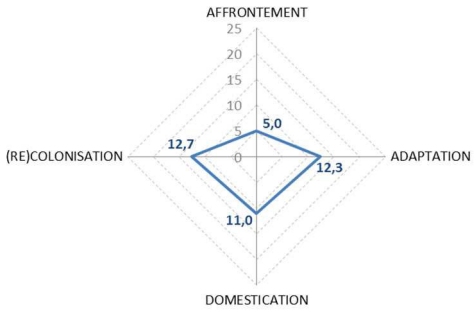
Enfin, le scénario **DOMESTICATION** est classé dernier en termes de « revenus générés par la forêt » (vision pessimiste), et en termes de « confiance et participation » (quelle que soit la vision adoptée).

Il est important de remarquer le fait que les « agriculteurs en forêt » classent toujours en dernier un scénario caractérisé par une réponse principalement technique au « problème » du feu et donc, par l'absence d'un réaménagement global du massif.

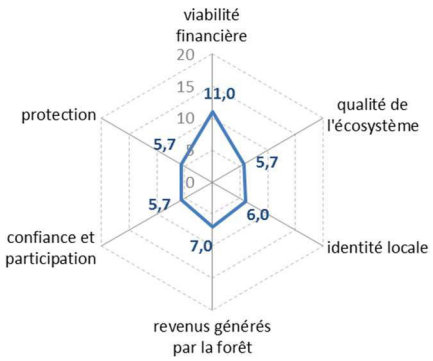
En ce qui concerne la distribution de l'incertitude (encadré 9.3(c)), les « agriculteurs en forêt » considèrent le scénario **AFFRONTEMENT** comme le moins incertain (le degré d'incertitude associée aux trois autres scénarios est à peu près semblable). Pour cette catégorie d'acteurs donc, le scénario jugé le plus défavorablement est aussi le moins incertain (il s'agit là d'un résultat que l'on observe pour bon nombre des catégories d'acteurs). Pour ce qui est du degré d'incertitude associée aux critères, le plus incertain aux yeux des agriculteurs est la « viabilité financière ».

Encadré 9.3(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « agriculteurs en forêt »)

Mesure de l'incertitude associée aux différents scénarios



Mesure de l'incertitude associée aux différents critères



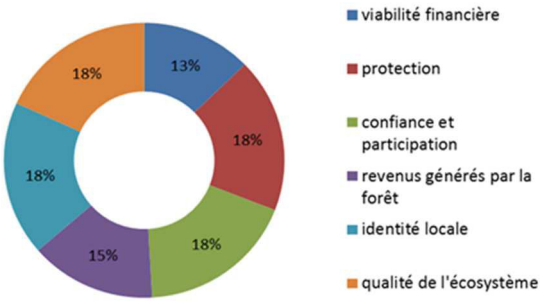
Source : auteur

Enfin, par rapport aux poids que les « agriculteurs en forêt » attribuent aux différents critères d'évaluation (encadré 9.3(d)), nous pouvons constater des poids relativement bas pour la « viabilité financière » (13 %) et les « revenus générés par la forêt » (15 %). Les quatre autres critères ont, à leurs yeux, la même importance (ils obtiennent tous un poids égal à 18%). Globalement donc, pour cette catégorie d'acteurs, les critères relatifs à la dimension économique sont les moins importants. Par ailleurs, le critère jugé le moins important (la « viabilité financière ») est aussi le plus incertain.

Ces poids se traduisent par des évaluations globales qui confirment les interprétations réalisées au préalable : le scénario **ADAPTATION** est classé 1er quelle que soit la vision adoptée. La note moyenne globale « pessimiste » (tous critères confondus) calculée pour ce scénario dépasse d'ailleurs les notes moyennes globales « optimistes » obtenues pour tous les autres scénarios. A noter que le scénario **AFFRONTEMENT** n'est classé dernier que lorsque la vision adoptée est optimiste (il surclasse le scénario **DOMESTICATION** lorsque le regard sur l'avenir est pessimiste).

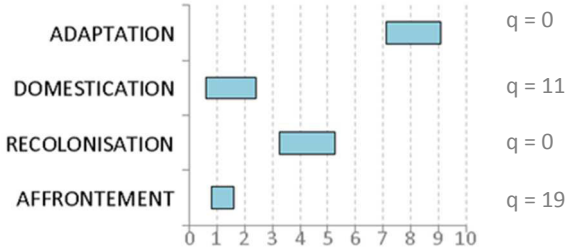
Encadré 9.3(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « agriculteurs en forêt » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus)

Poids attribués aux différents critères :



Evaluations globales des scénarios :

(q étant le nombre de notes reçues égales à zéro pour l'ensemble de la catégorie d'acteurs considérée)

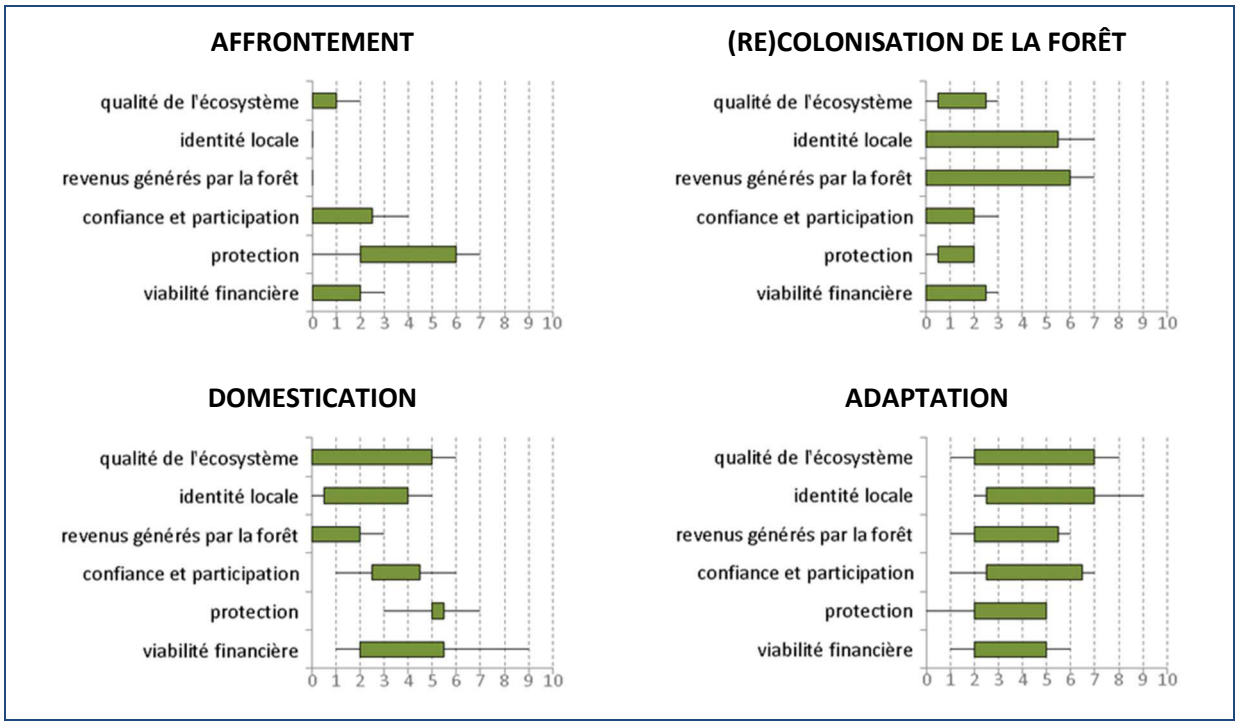


Source : auteur

9.3.2 Les associations de protection de la nature (n=2)

La lecture de l'encadré 9.4(a) permet de tirer plusieurs enseignements sur la façon dont les « associations de protection de la nature » perçoivent les quatre « avenirs du feu dans les Maures ». Tout d'abord, cette catégorie d'acteurs semble préférer l'**ADAPTATION** aux autres scénarios, notamment lorsque le regard sur l'avenir est pessimiste (pour ce genre de vision, en effet, ce scénario n'obtient aucune moyenne « pessimiste » en-dessous de 2/10, alors que les trois futuribles obtiennent tous plusieurs notes moyennes égales à zéro)[13]. Le scénario **AFFRONTEMENT** semble, lui, être le moins apprécié : il obtient des moyennes « pessimistes » égales à zéro pour cinq des six critères considérés et reçoit des notes minimales égales à 0/10 pour tous et chacun de ces critères. Par ailleurs, ses moyennes « optimistes » ne dépassent le 3/10 que pour l'un des critères considérés (en l'occurrence, la « protection »).

Encadré 9.4(a): « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « associations de protection de la nature » (présentation des résultats par scénarios)



Source : auteur

Un deuxième constat qui mérite être souligné est la longueur extrêmement variable des « barres d'évaluation » selon les scénarios et selon les critères d'évaluation (la question de la « distribution de l'incertitude » sera analysée par la suite). A première vue, le scénario préféré (l'**ADAPTATION**) est aussi jugé le plus incertain. Au contraire, le scénario le moins apprécié (l'**AFFRONTEMENT**) est celui pour lequel le degré d'incertitude perçu est le moins élevé.

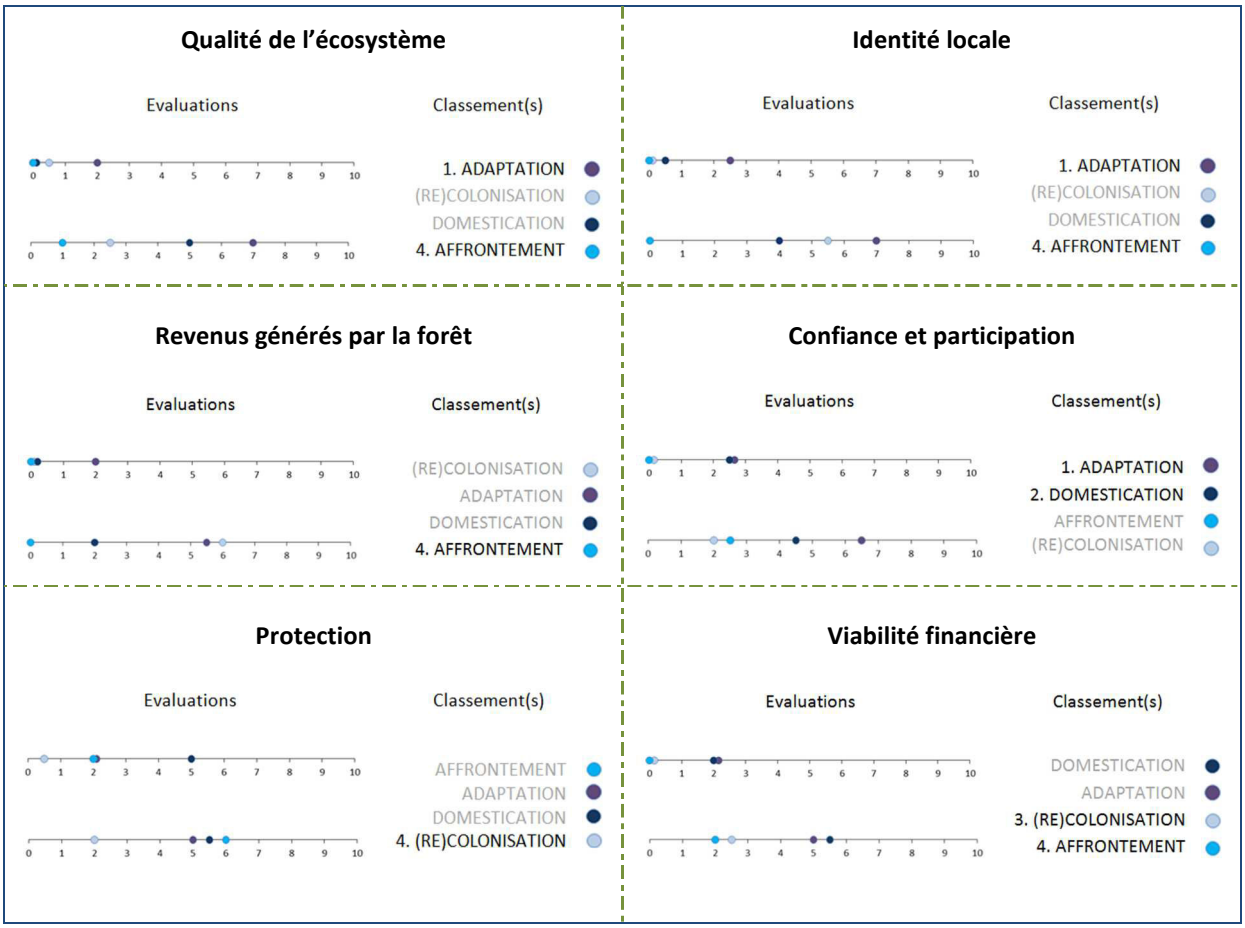
D'autre part, les moyennes calculées pour cette catégorie d'acteurs sont globalement basses (aucune moyenne n'atteint 8/10). Bien qu'il soit hasardeux d'analyser les notes de façon absolue et non pas

[13] En ce qui concerne les moyennes « optimistes », celles-ci sont toutes supérieures à 5 (les autres scénarios obtiennent au mieux deux moyennes supérieures à ce niveau).

en termes relatifs (du fait de la subjectivité inhérente à l'évaluation), on peut penser qu'aucun des quatre scénarios ne satisfait complètement cette catégorie d'acteurs.

En ce qui concerne l'impact de l'incertitude sur le positionnement de cette catégorie d'acteurs, comme on peut le constater sur l'encadré 9.4(b) ci-dessous, cet impact est notoire et concerne l'ensemble des critères d'évaluation : la vision adoptée influence le classement des scénarios pour tous les critères retenus. Cela étant dit, le passage d'un regard sur l'avenir à l'autre n'affecte quasiment jamais le scénario classé en dernier.

Encadré 9.4(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « associations de protection de la nature »)



Source : auteur

Le scénario **ADAPTATION**, globalement préféré aux autres, est classé premier huit fois (à deux reprises cependant, il obtient des moyennes identiques à celles du scénario classé deuxième). Par ailleurs, pour trois critères d'évaluation, ce scénario est classé premier quelle que soit la vision adoptée (les critères concernés sont : l'« identité locale», la « qualité de l'écosystème » et la « confiance et [la] participation » ; des critères donc relatifs aux dimensions sociale et écologique).

Le scénario **DOMESTICATION** est, lui, classé premier deux fois. Il obtient deux autres fois des notes moyennes identiques à celles du scénario classé premier. Les deux autres scénarios sont classés

premiers une fois chacun. Autrement dit, pour les « associations de protection de la nature », tous les scénarios sont classés premiers pour au moins une des douze combinaisons vision-critère.

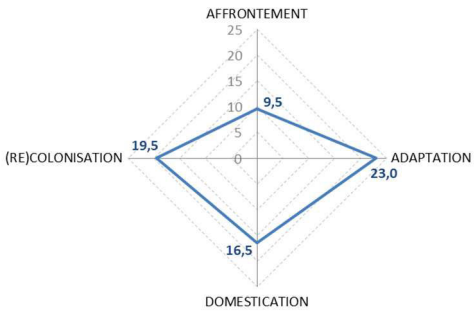
Les dernières places sont toujours occupées par les scénarios **AFFRONTEMENT** et **(RE)COLONISATION**. Celui-ci est surclassé par tous les autres scénarios en termes de « protection » (et ce, indépendamment de la vision adoptée). Le scénario **AFFRONTEMENT** est, lui, classé dernier selon quatre critères d'évaluation, et ce, quelle que soit la vision adoptée.

En ce qui concerne la « distribution de l'incertitude », et tel que nous le présagions à la lecture de l'encadré 9.4(a), elle varie considérablement d'un scénario à l'autre. Aux yeux des « associations de protection de la nature », le scénario **AFFRONTEMENT** (globalement jugé moins souhaitable que les autres) est très clairement le plus certain. A l'extrême opposé, le scénario **ADAPTATION** (globalement préféré) est celui dont les notes varient le plus selon la vision adoptée. Par ailleurs, les deux scénarios les plus incertains sont ceux impliquant un réaménagement global du massif. Ces résultats sont semblables à ceux constatés pour les « agriculteurs en forêt ».

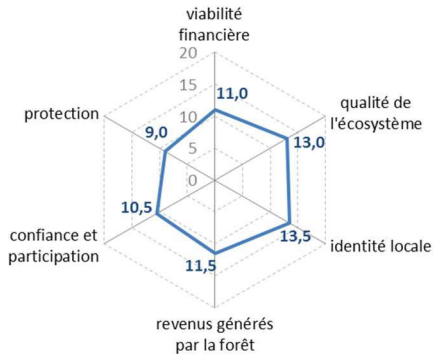
Les différences en termes d'incertitude entre les critères d'évaluation sont moins importantes. Le critère « protection » est celui dont l'incertitude est le moins élevée (un résultat qui diffère de celui obtenu pour une grande partie des acteurs). La « qualité de l'écosystème » et l'« identité locale » sont les critères jugés les plus incertains.

Encadré 9.4(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les scénarios et les critères d'évaluation
(catégorie d'acteurs « associations de protection de la nature »)

Mesure de l'incertitude associée aux différents scénarios



Mesure de l'incertitude associée aux différents critères

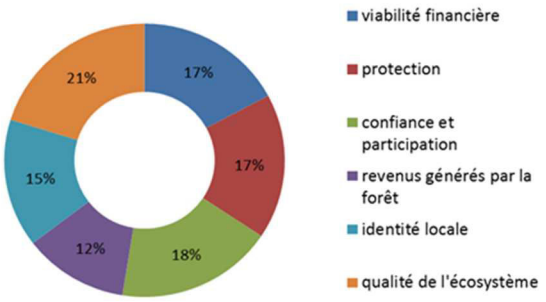


Source : auteur

Enfin, par rapport aux poids attribués aux différents critères d'évaluation (voir encadré 9.4(d) sur la page suivante), les « associations de protection de la nature » perçoivent la « qualité de l'écosystème » comme le critère le plus important (le poids attribué à ce critère est de 21%). Les « revenus générés par la forêt » reçoivent le poids le plus faible (12%). Cette pondération particulièrement basse cristallise la crainte évoquée par plusieurs de ces participants face au discours de réoccupation du terrain et plus concrètement, face au « *parachutage insensé* » de gens dans la colline.

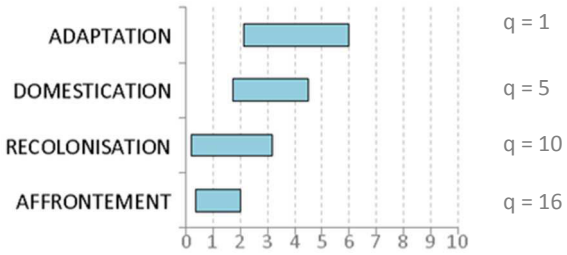
Encadré 9.4(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « associations de protection de la nature » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus)

Poids attribués aux différents critères :



Evaluations globales des scénarios :

(q étant le nombre de notes reçues égales à zéro pour l'ensemble de la catégorie d'acteurs considérée)



Source : auteur

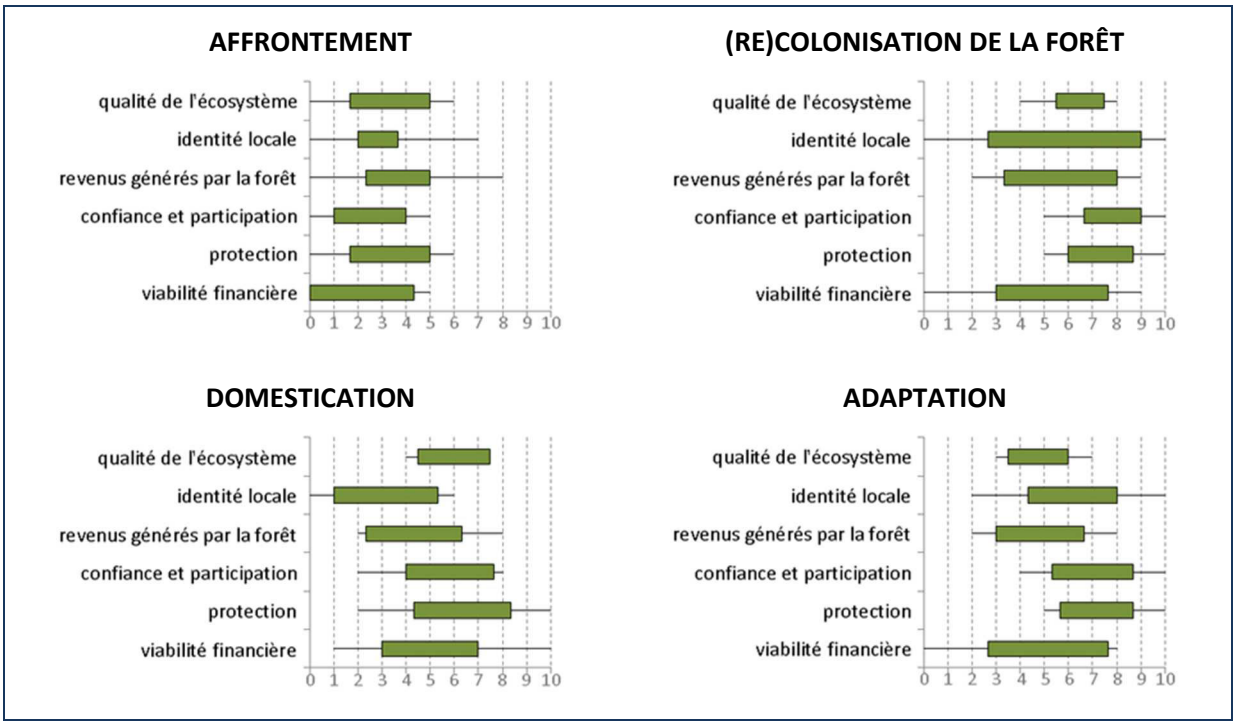
Les différents poids attribués par les « associations de protection de la nature » se traduisent par un classement global « pessimiste » au sein duquel la **(RE)COLONISATION** est jugée moins souhaitable que tous les autres scénarios (il s'agit de la seule catégorie classant en dernier ce futurible), et un classement global « optimiste » où la dernière place revient à l'**AFFRONTEMENT**. Celui-ci reçoit par ailleurs un nombre particulièrement important de zéros (en moyenne, huit par participant). Il est important de remarquer aussi le fait que la note moyenne globale « optimiste » attribuée à ce scénario est inférieure à la note moyenne globale « pessimiste » attribuée au scénario d'**ADAPTATION**. Autrement dit, les « associations de protection de la nature » préfèrent ce scénario à celui de l'**AFFRONTEMENT** même lorsque tout tourne dans le sens de ce dernier et que tout se passe à l'opposé de la logique du scénario d'**ADAPTATION** (il s'agit donc d'un exemple de préférence « totale »). Précisons que l'on observe à très peu près le même type de préférence entre les scénarios **DOMESTICATION** et **AFFRONTEMENT**.

Enfin, quelle que soit la vision adoptée, les scénarios **ADAPTATION** et **DOMESTICATION** sont classés premier et deuxième (respectivement). Les « associations de protection de la nature » semblent donc préférer les scénarios au sein desquels un autre regard sur le feu est développé (des scénarios véhiculant notamment une plus grande acceptation du phénomène). Il s'agit d'un résultat que l'on n'observe chez aucune autre catégorie d'acteurs (les deux autres catégories préférant globalement l'**ADAPTATION** aux autres scénarios, jugent la **(RE)COLONISATION** globalement plus souhaitable que la **DOMESTICATION**.

9.3.3 Les chargés de PIDAF (n=3)

La visualisation des « barres d'évaluation » des « chargés de PIDAF » (voir encadré 9.5(a) ci-dessous) permet de souligner plusieurs idées importantes par rapport au positionnement de cette catégorie d'acteurs.

Encadré 9.5(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « chargés de PIDAF » (présentation des résultats par scénarios)



Source : auteur

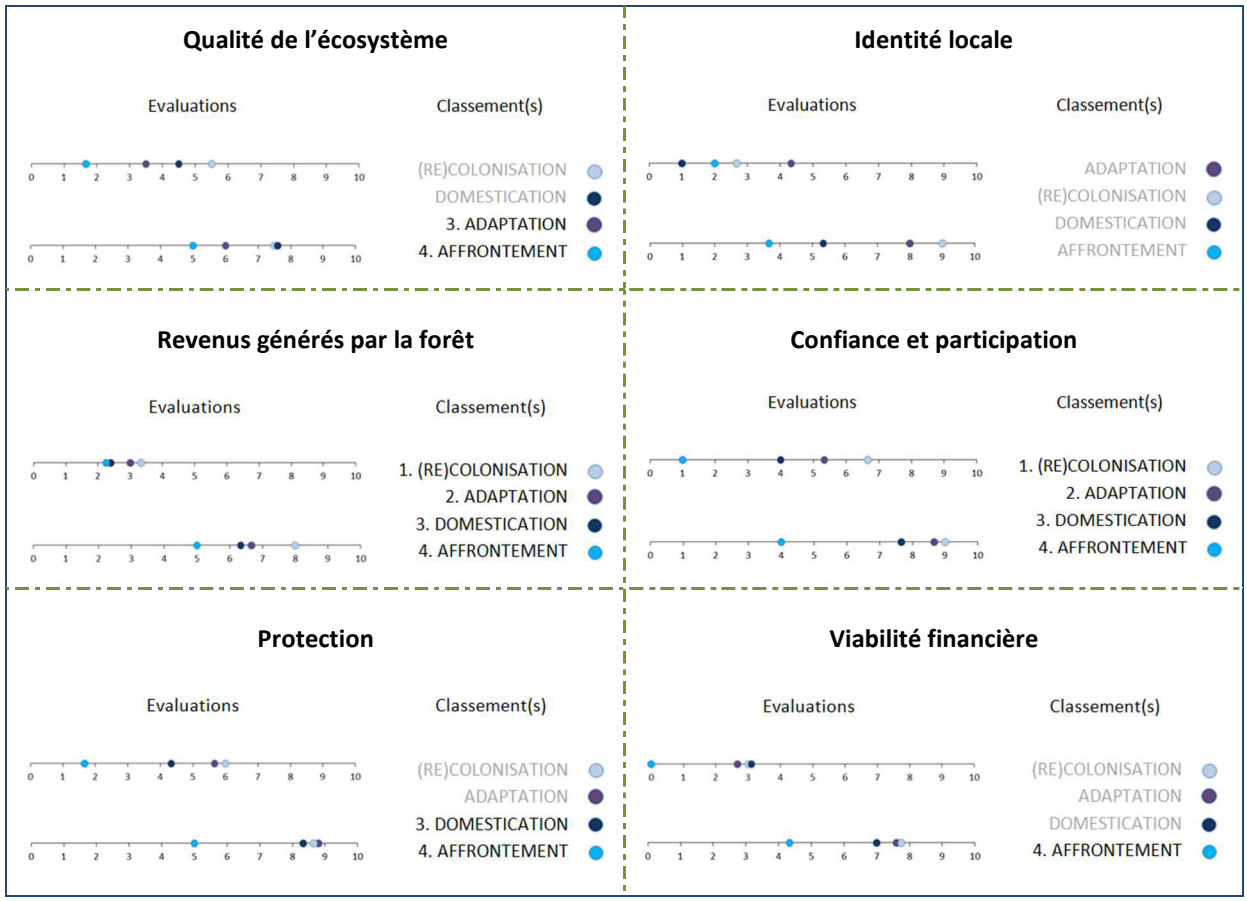
Premièrement, les « barres d'évaluation » obtenues pour chacun des quatre scénarios sont globalement décalées les unes par rapport aux autres. Ce décalage souligne l'influence notoire du critère d'évaluation dans les notes attribuées par cette catégorie d'acteurs. Un même futurible peut donc être bien noté selon un critère et mal noté selon un autre critère (c'est une caractéristique que l'on ne retrouvait pas, par exemple, chez les « agriculteurs en forêt » ; voir sous-section 9.3.1).

Deuxièmement, les « barres d'évaluation » de trois scénarios (**DOMESTICATION**, **(RE)COLONISATION** et **ADAPTATION**) sont à peu près semblables aussi bien par rapport à leur longueur que par rapport aux valeurs qu'elles révèlent pour chaque critère d'évaluation. Une analyse plus détaillée semble donc nécessaire pour comprendre le positionnement de cette catégorie d'acteurs vis-à-vis de ces trois scénarios. Le quatrième scénario (l'**AFFRONTEMENT**) semble, lui, être globalement surclassé par les trois autres futuribles. Ce scénario reçoit en effet au moins une note égale à 0/10 pour chacun des critères d'évaluation. Il obtient par ailleurs une moyenne égale à 0/10 pour le critère « viabilité financière » (aucun des trois autres scénarios n'obtient une moyenne aussi extrême) et n'obtient aucune moyenne « positive » supérieure à 5/10 (des valeurs donc clairement en dessous de celles calculées pour les trois autres scénarios).

Enfin, troisièmement, la longueur des « barres d'évaluation » est importante et varie selon les scénarios et les critères. L'analyse de la « distribution de l'incertitude » semble donc pertinente.

En ce qui concerne l'impact de l'incertitude sur les classements des scénarios (voir encadré 9.5(b) ci-dessous), la vision adoptée influence le classement obtenu pour quatre des six critères d'évaluation. Par ailleurs, l'impact de l'incertitude sur ces classements est notoire, puisqu'à deux reprises il concerne trois scénarios différents et que le scénario classé en premier est toujours influencé. Cet impact s'explique aussi bien par les écarts entre les notes « pessimistes » et « optimistes » que par la ressemblance globale des notes attribuées aux scénarios **DOMESTICATION**, **(RE)COLONISATION** et **ADAPTATION**. On peut observer d'ailleurs la proximité des points correspondant à ces trois scénarios dans la plupart des classements proposés.

Encadré 9.5(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « chargés de PIDAF »)



Source : auteur

Comme on peut le constater, les deux seuls classements qui ne sont pas influencés par le type de vision adopté concernent les critères « revenus générés par la forêt » et « confiance et participation » ; dans un cas comme dans l'autre, le scénario **(RE)COLONISATION** est classé premier, tandis que le scénario **AFFRONTEMENT** est, lui, dernier.

L'encadré 9.5(b) confirme par ailleurs le déclassement systématique du scénario **AFFRONTEMENT**, dernier dans onze des douze classements considérés. Le meilleur résultat obtenu par ce scénario est

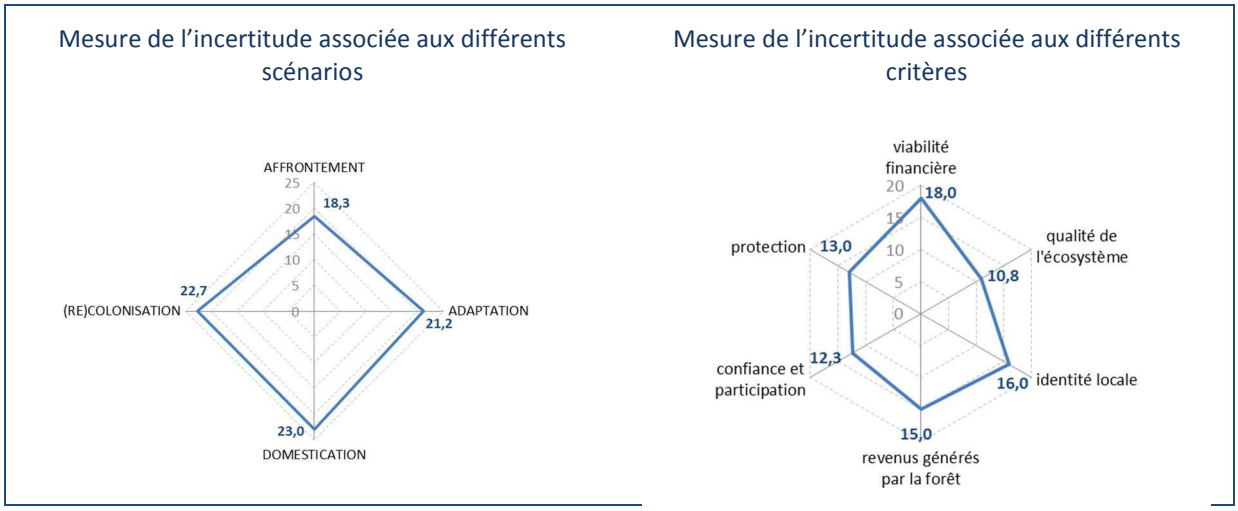
d'ailleurs troisième en termes d'« identité locale » et selon une vision pessimiste. Comme cela était déjà le cas chez les « associations de protection de la nature » et les « agriculteurs en forêt », ce scénario est donc jugé globalement moins souhaitable que les trois autres futuribles.

Parmi les scénarios le plus souvent classés dans le « haut du tableau », le scénario **(RE)COLONISATION** est premier dans huit des douze classements (soit deux fois sur trois). Dans trois autres classements, il est deuxième avec une note moyenne identique à celle du scénario le mieux classé. La **(RE)COLONISATION** surclasse par ailleurs tous les autres scénarios pour au moins l'un des deux regards sur l'avenir, et ce, pour l'ensemble des critères d'évaluation.

En ce qui concerne les deux autres scénarios, l'**ADAPTATION** surclasse le scénario **DOMESTICATION** dans neuf des douze classements considérés (soit trois fois sur quatre).

Pour ce qui est de la distribution de l'incertitude (encadré 9.5(c)), même si le degré d'incertitude ne varie pas notoirement d'un scénario à l'autre, le scénario **AFFRONTEMENT** est à nouveau le scénario le moins influencé par le type de vision adopté (un résultat similaire donc à celui déjà observé pour les « agriculteurs en forêt » et les « associations de protection de la nature »). L'incertitude associée aux trois autres scénarios est à peu près semblable.

Encadré 9.5(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « chargés de PIDAF »)



Source : Auteur.

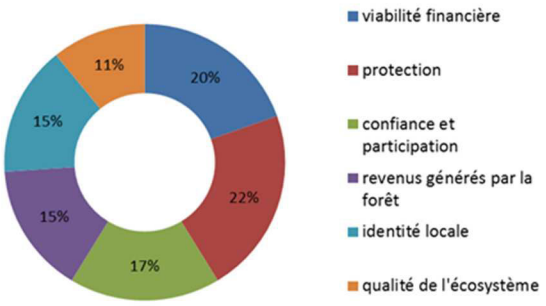
Les différences sont beaucoup plus nettes en ce qui concerne la distribution de l'incertitude entre les critères d'évaluation. En effet, et comme on peut le constater sur le « radar » situé sur la partie droite de l'encadré encadré 9.5(c), le degré d'incertitude associé à la « viabilité financière » (critère considéré le plus incertain) double quasiment le degré d'incertitude calculé pour « la qualité de l'écosystème » (critère considéré le moins incertain)[14].

[14] Un des trois participants a préféré ne pas évaluer les scénarios selon le critère « qualité de l'écosystème ». Aux yeux de ce participant, il est « *impossible de mesurer convenablement ce critère* ». Cette personne aurait très bien pu attribuer des notes extrêmes pour ce critère (par exemple à travers des 0 dans la vision pessimiste et des 10 dans la vision optimiste), ce qui aurait bien évidemment changé la distribution de l'incertitude. C'est

Enfin, les deux critères d'évaluation ayant le plus d'importance pour les « chargés de PIDAF » sont : (i) la « protection » des biens et des personnes et (ii) la « viabilité financière » (voir encadré 9.5(d)). L'importance attribuée à la « qualité de l'écosystème » est particulièrement basse (le poids résultant correspond à la moitié de celui obtenu pour la « protection » et constitue le deuxième poids relatifs le plus bas toutes catégories d'acteurs confondues). Ces différences reflètent les conflits existants sur le territoire entre ces deux enjeux (voir chapitres 5 et 8) et rendent explicite le positionnement adopté par les participants appartenant à cette catégorie d'acteurs (comme nous l'avons indiqué par ailleurs, la plupart des chargés de PIDAF estiment excessives et contreproductives les mesures de protection appliquées dans les Maures). La mise en parallèle de ces pondérations avec celles réalisées par les « associations de protection de la nature » rend explicites les conflits de valeur existants entre ces deux catégories.

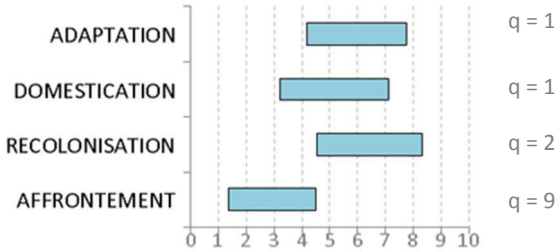
Encadré 9.5(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « chargés de PIDAF » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus)

Poids attribués aux différents critères :



Evaluations globales des scénarios :

(q étant le nombre de notes reçues égales à zéro pour l'ensemble de la catégorie d'acteurs considérée)



Source : auteur

Les poids attribués par les trois chargés de PIDAF ayant participé à l'évaluation se traduisent par un classement global (tous critères confondus et quelle que soit la vision) selon lequel la **(RE)COLONISATION** est classée devant les trois autres scénarios, tandis que l'**AFFRONTEMENT** est, lui, dernier. La relation de préférence entre ces deux scénarios est par ailleurs « totale » (dans le sens où la note moyenne globale « pessimiste » calculée pour la **(RE)COLONISATION** dépasse la note moyenne globale « optimiste » calculée pour l'**AFFRONTEMENT**). Le scénario **ADAPTATION** est, lui, classé deuxième et surclasse donc globalement la **DOMESTICATION**.

Comme cela était déjà le cas pour les « agriculteurs en forêt », les « chargés de PIDAF » préfèrent en règle générale les scénarios impliquant un réaménagement global du massif.

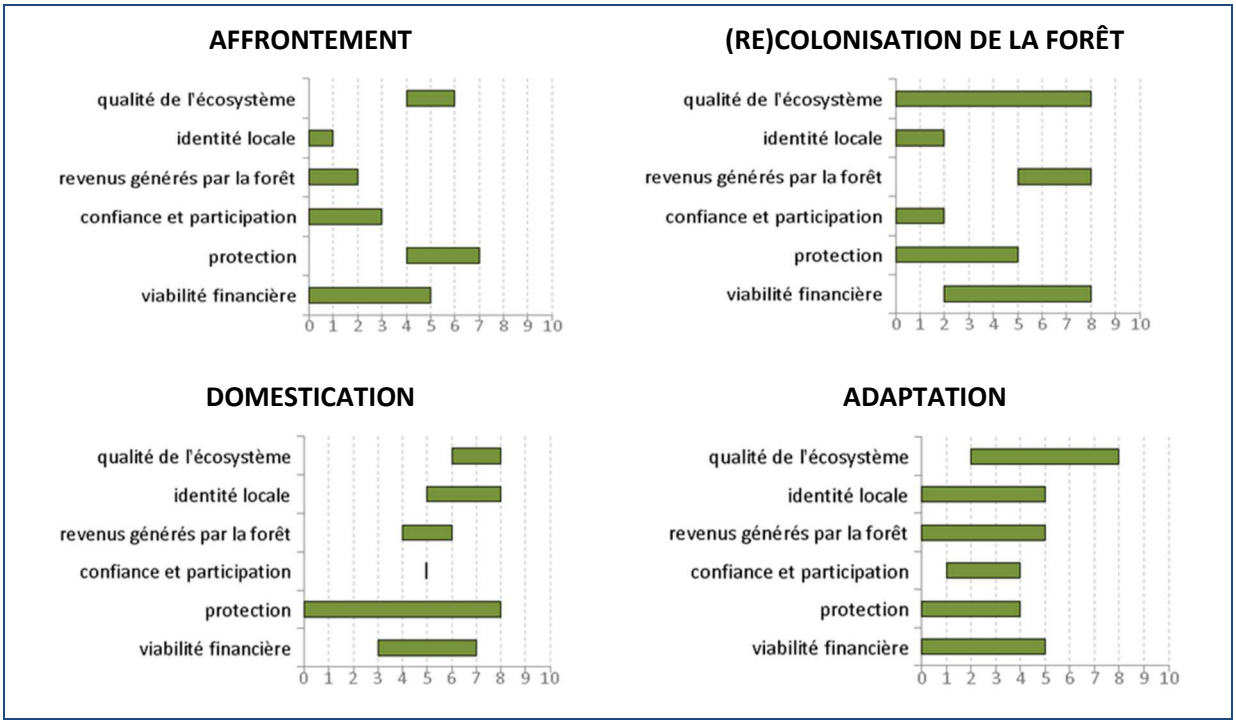
d'ailleurs ce qu'il a commencé à faire avant de rayer ces notes et décider finalement de ne pas évaluer les scénarios à travers ce critère.

9.3.4 Le Conseil Général (n=1)

Les « barres d'évaluation » obtenues pour le « Conseil Général » (voir encadré 9.6(a) ci-dessous) indiquent un degré d'incertitude important et surtout très variable d'un scénario à l'autre et d'un critère d'évaluation à l'autre. A première vue, les barres semblent être plus allongées pour les deux scénarios impliquant un réaménagement global du massif (partie droite de l'encadré). Cela étant dit, et comme nous l'avons indiqué plus haut, la longueur des barres à l'intérieur de chacun de ces scénarios varie elle aussi considérablement d'un critère à l'autre.

Les « barres d'évaluation » obtenues pour le critère « qualité de l'écosystème » illustrent parfaitement l'impact de l'incertitude pour cette catégorie d'acteurs. Pour ce critère, en effet, les scénarios **(RE)COLONISATION** et **ADAPTATION** obtiennent des notes moyennes « optimistes » égales ou supérieures à celles obtenues par l'**AFFRONTEMENT** et la **DOMESTICATION**. Cependant, les notes moyennes « pessimistes » obtenues par ces derniers sont nettement supérieures à celles reçues par les deux premiers scénarios. Le positionnement du participant concerné en termes de « qualité de l'écosystème » dépend en grande partie de son aversion au risque et du genre d'avenir qu'il estime le plus plausible.

Encadré 9.6(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « Conseil Général » (présentation des résultats par scénarios)

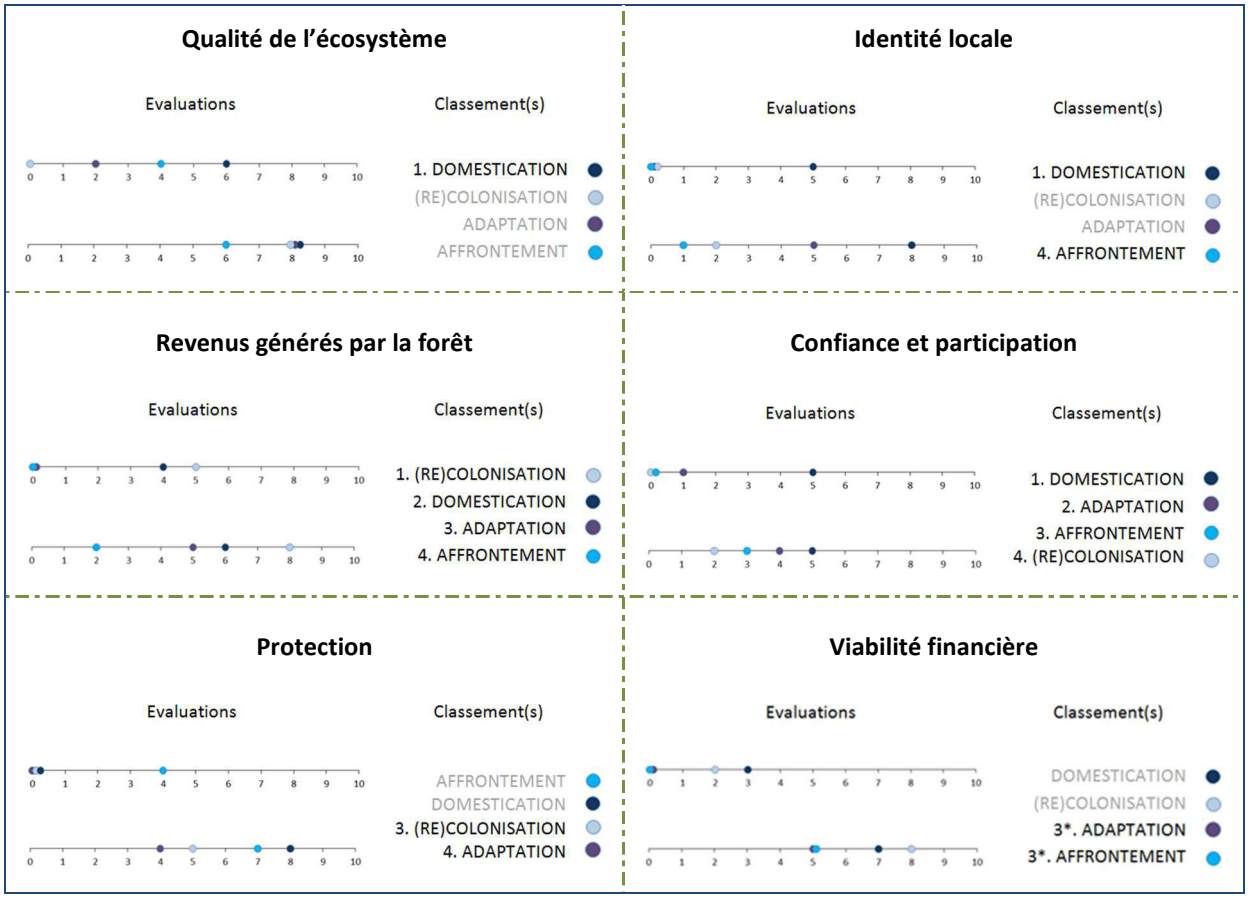


Source : auteur

Le scénario **DOMESTICATION** semble obtenir les meilleures notes (moyennes), notamment lorsque la vision adoptée est pessimiste. Ce scénario reçoit tout de même une note (moyenne) égale à 0/10 en termes de « protection », un critère pour lequel la barre d'évaluation obtenue est cependant particulièrement allongée. Précisons que chacun des trois autres scénarios reçoit quatre notes (moyennes) égales à zéro.

En ce qui concerne l'impact de l'incertitude perçue sur les classements des scénarios, plusieurs constats méritent être soulignés. Tout d'abord, et comme on peut le constater sur l'encadré 9.6(b), le type de vision influence le classement des scénarios pour quatre des six critères d'évaluation.

Encadré 9.6(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « Conseil Général »)



Source : Auteur.

Le scénario **DOMESTICATION** est classé premier dans huit des douze classements considérés (soit trois quarts des fois). Il est premier (indépendamment du type de vision) pour trois critères d'évaluation : en termes de « qualité de l'écosystème »[15], d'« identité locale » et de « confiance et participation ». Dans plusieurs de ces classements, l'écart entre la note obtenue par ce scénario et celle obtenue par le deuxième meilleur scénario est par ailleurs notoire. En outre, ce scénario est premier au moins une fois pour cinq des six critères d'évaluation. Enfin, lorsque ce scénario n'est pas premier, il est systématiquement deuxième (une fois avec des notes identiques à celles obtenues par les deux autres scénarios). Ce scénario n'est donc jamais surclassé par plus d'un scénario.

De son côté, le scénario **(RE)COLONISATION** est, lui, classé premier en termes de « revenus générés par la forêt » (indépendamment de la vision adoptée). Il est également classé premier lorsque l'évaluation porte sur la « viabilité financière » et que la vision adoptée est optimiste.

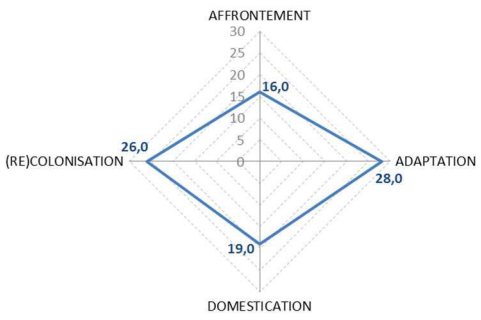
[15] Lorsque la vision est optimiste, le scénario DOMESTICATION est premier à égalité de points avec les scénarios (RE)COLONISATION et ADAPTATION.

Les deux autres scénarios sont généralement moins bien classés. L'**AFFRONTEMENT** est tout de même classé premier une fois (en termes de « protection » et selon une vision pessimiste). L'**ADAPTATION** surclasse le plus souvent cependant l'**AFFRONTEMENT** (c'est le cas pour sept des douze classements considérés)[16].

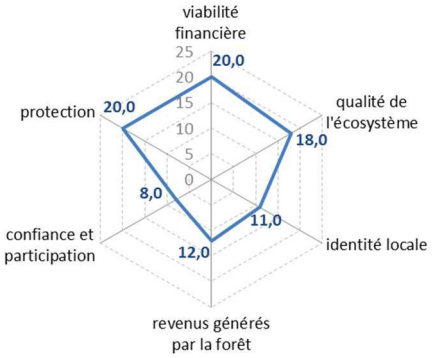
Encore une fois, et comme on peut l'observer sur l'encadré 9.6(c), les écarts les plus importants entre les notes « pessimistes » et les notes « optimistes » concernent les scénarios **ADAPTATION** et **(RE)COLONISATION** (l'un et l'autre impliquant une rupture importante avec les tendances socio-économiques actuelles à l'échelle du massif). Le contraste avec les deux autres scénarios, focalisés plutôt sur des gestions techniques du risque, est parfaitement illustré par le radar en forme de losange couché sur la partie gauche de l'encadré 9.6(c).

Encadré 9.6(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les différents scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « Conseil Général »)

Mesure de l'incertitude associée aux différents scénarios



Mesure de l'incertitude associée aux différents critères



Source : auteur

En ce qui concerne le degré d'incertitude associé aux différents critères d'évaluation, on peut distinguer d'un côté, les critères à faible incertitude (en l'occurrence, la « confiance et [la] participation », l'« identité locale » et les « revenus générés par la forêt »), et d'un autre côté, les critères plus incertains : la « protection », la « viabilité financière » et la « qualité de l'écosystème »). Comme c'était déjà le cas pour les « agriculteurs en forêt » et le « Conseil Général », la « viabilité financière » est donc perçue comme particulièrement incertaine.

[16] Rappelons que ces deux scénarios sont à égalité parfaite lorsque l'évaluation porte sur la « viabilité financière » (quelle que soit la vision adoptée).

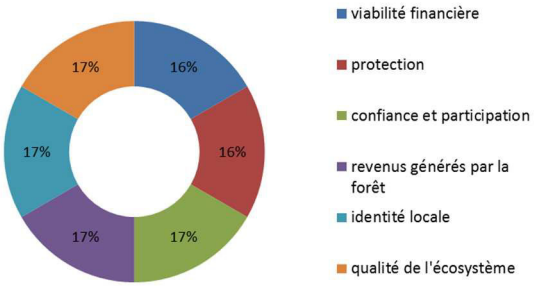
Enfin, la catégorie « Conseil Général » attribue exactement la même importance à tous les critères d'évaluation (voir encadré 9.6(d) ci-dessous). Ceux-ci reçoivent donc tous le même poids (1/6 = 0,17).

Dans le classement global (tous critères confondus) réalisé à partir de ces pondérations, le scénario **DOMESTICATION** obtient la meilleure note, et ce, quelle que soit la vision adoptée (il s'agit de la première catégorie pour laquelle on obtient ce résultat).

Le classement global des trois autres scénarios dépend du regard sur l'avenir. Lorsque ce regard est pessimiste, les scénarios n'impliquant pas de réaménagement du massif surclassent l'**ADAPTATION**. Cependant, lorsque le regard est optimiste, c'est l'**AFFRONTEMENT** qui obtient la note globale la moins élevée (le scénario **(RE)COLONISATION** est alors classé deuxième).

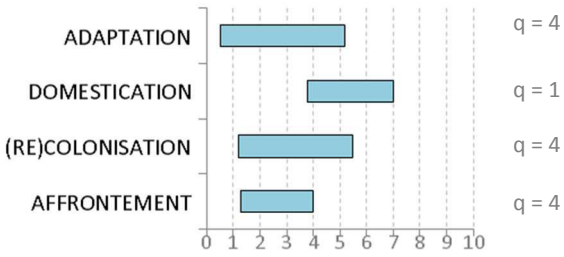
Encadré 9.6(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « chargés de PIDAF » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus)

Poids attribués aux différents critères :



Evaluations globales des scénarios :

(q étant le nombre de notes reçues égales à zéro pour l'ensemble de la catégorie d'acteurs considérée)

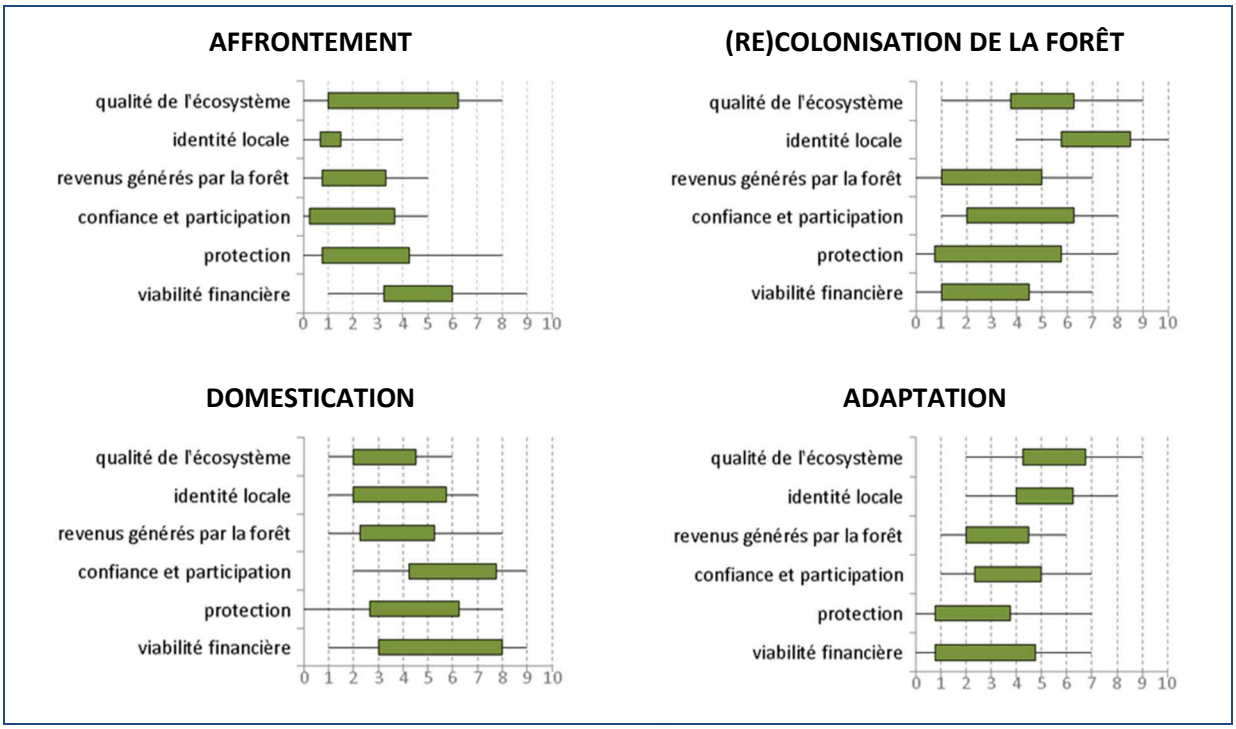


Source : auteur

9.3.5 Les habitants en forêt (n=4)

Les « barres d'évaluation » obtenues pour les « habitants en forêt » (voir encadré 9.7(a) ci-dessous) permettent de tirer plusieurs enseignements par rapport au positionnement de cette catégorie d'acteurs.

Encadré 9.7(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « habitants en forêt » (présentation des résultats par scénarios)



Source : auteur

Premièrement, aucun de ces quatre scénarios n'est manifestement jugé plus souhaitable que les autres. Les « barres d'évaluation » se chevauchent en effet les unes sur les autres et n'atteignent en aucun cas des valeurs extrêmes (nous n'observons aucune note moyenne égale à zéro). Le scénario **AFFRONTEMENT** paraît malgré tout obtenir des notes moyennes inférieures à celles des autres scénarios, notamment lorsque la vision adoptée est pessimiste (les barres d'erreurs indiquent qu'il reçoit au moins une note égale à 0/10 pour cinq des six critères). Le scénario **DOMESTICATION** semble, lui, se démarquer positivement, notamment lorsque la vision est pessimiste (il ne reçoit alors qu'une note égale à 0/10 et ses notes moyennes ne vont jamais en dessous de 2/10). Une analyse plus détaillée semble néanmoins nécessaire.

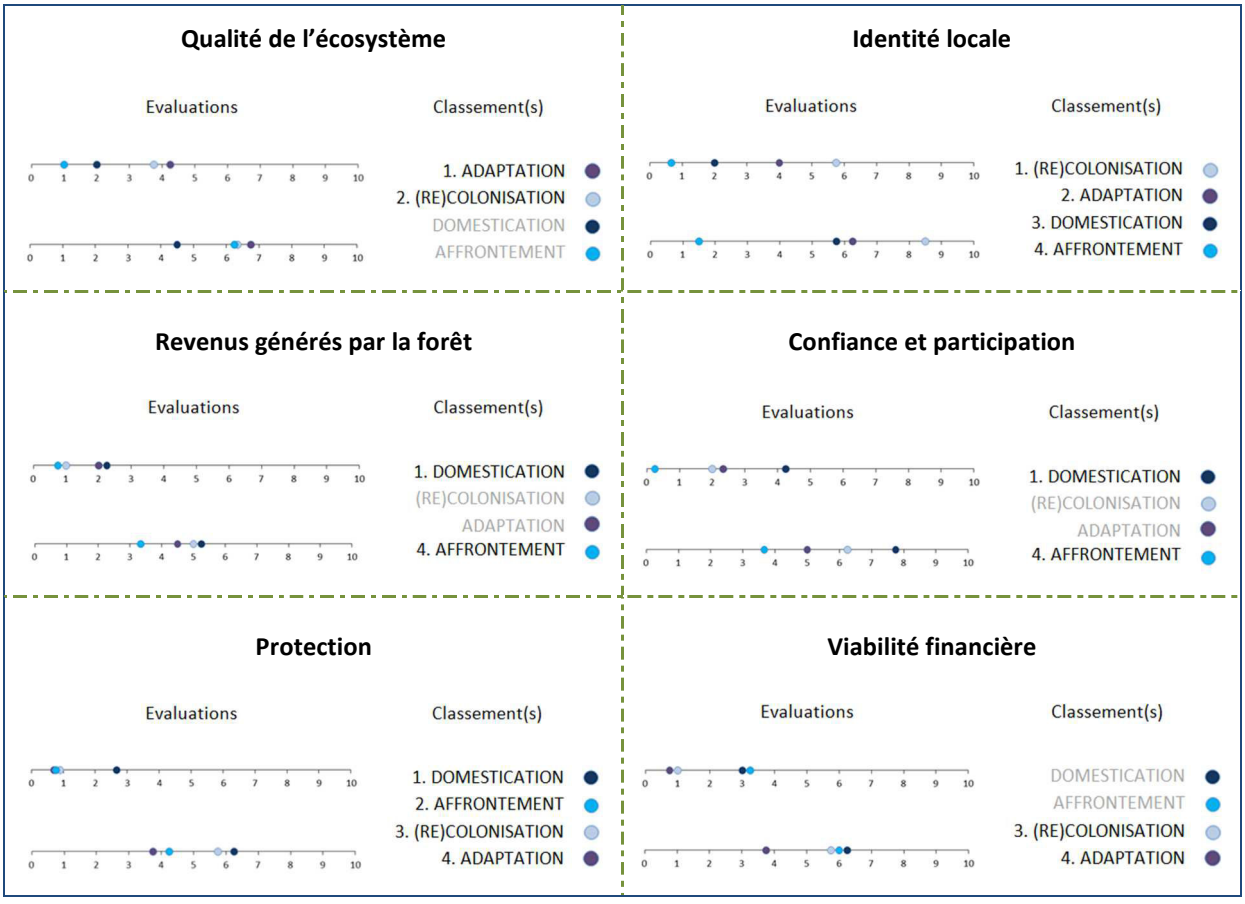
Deuxièmement, la longueur des « barres d'évaluation » varie sensiblement entre les scénarios et entre les différents critères d'évaluation (à l'intérieur de chaque scénario). L'analyse de la « distribution de l'incertitude » semble donc tout à fait pertinente. A première vue, les scénarios **(RE)COLONISATION** et **DOMESTICATION** obtiennent les « barres d'évaluation » les plus longues ; ils seraient donc les plus incertains aux yeux des « habitants en forêt ».

Troisièmement, à l'intérieur de chaque scénario, les « barres d'évaluation » sont le plus souvent décalées les unes par rapport aux autres, soulignant ainsi la variabilité des jugements en fonction du critère d'évaluation retenu. Ce décalage est par ailleurs loin d'être le même pour les quatre scénarios (le passage d'un critère à l'autre n'a donc pas le même effet dans tous les scénarios).

L'analyse des classements des scénarios pour chaque critère d'évaluation (voir encadré 9.7(b) ci-dessous) confirme et précise les interprétations réalisées précédemment.

Le scénario **DOMESTICATION** est classé premier selon trois critères, et ce, quelle que soit la vision adoptée. Ces critères sont : les « revenus générés par la forêt », la « protection » et le niveau de « confiance et [de] participation ». Ce scénario est par ailleurs premier en termes de « viabilité financière » et selon une vision optimiste. Il surclasse donc tous les autres scénarios dans sept des douze classements considérés (soit, dans plus de la moitié des cas). En outre, il n'est classé dernier qu'une seule fois (lorsque le critère considéré est la « qualité de l'écosystème » et que la vision adoptée est optimiste).

Encadré 9.7(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « habitants en forêt »)



Source : auteur

Les scénarios **ADAPTATION** et **(RE)COLONISATION** sont, eux, classés premiers selon un critère d'évaluation chacun (le premier en termes de « qualité de l'écosystème » ; le deuxième en termes d'« identité locale »). Cela étant dit, le scénario **ADAPTATION** est plus souvent classé dernier (il l'est

aussi bien en termes de « viabilité financière » que de « protection », et ce, indépendamment de la vision adoptée). Le scénario **(RE)COLONISATION** n'est, lui, jamais classé dernier et surclasse le scénario **ADAPTATION** dans huit classements sur douze (soit trois quarts des fois).

Enfin, le scénario **AFFRONTEMENT** est classé dernier selon trois critères et indépendamment de la vision adoptée (en termes de « revenus générés par la forêt, de « confiance et participation » et d'« identité locale »). Il est généralement surclassé par tous les autres scénarios.

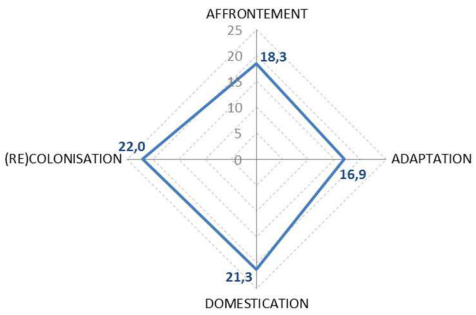
Précisons enfin le type de vision adopté influence le classement des scénarios pour quatre des six critères d'évaluation retenus, mais que les scénarios classés premier et dernier ne sont influencés qu'une seule fois.

En ce qui concerne la « distribution de l'incertitude » entre les scénarios et entre les critères d'évaluation (voir encadré 9.7(c)), on peut noter le degré d'incertitude relativement élevé attribué aux scénarios **(RE)COLONISATION** et **DOMESTICATION**. Les scénarios jugés le plus souhaitables sont aussi jugés les plus incertains (un résultat déjà observé pour d'autres catégories d'acteurs).

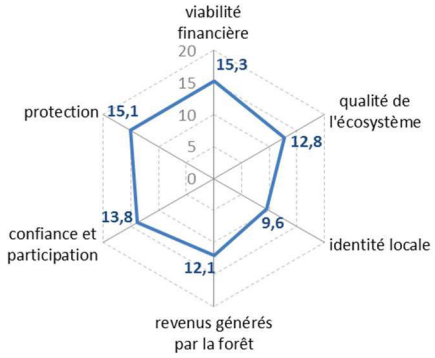
Les degrés d'incertitude associés aux différents critères sont tous semblables. Un seul critère se différencie des autres avec un degré d'incertitude particulièrement bas : l'« identité locale ».

Encadré 9.7(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les différents scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « habitants en forêt »)

Mesure de l'incertitude associée aux différents scénarios



Mesure de l'incertitude associée aux différents critères



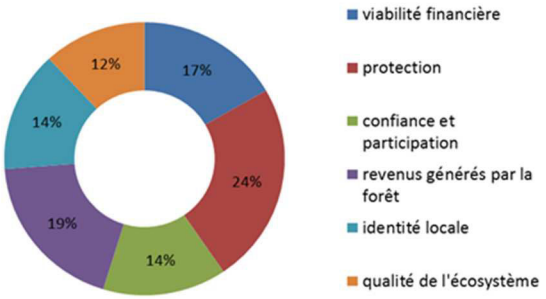
Source : auteur

Enfin, pour ce qui est de l'importance accordée aux critères d'évaluation (voir encadré 9.7(d) sur la page suivante), les « habitants en forêt » priorisent clairement la « protection » des biens et des personnes (le poids résultant, 24%, est d'ailleurs le pourcentage le plus élevé toutes catégories d'acteurs confondues). Les « revenus générés par la forêt » et la « viabilité financière » reçoivent aussi une attention particulière (19% et 17% respectivement). Notons que pour cette catégorie d'acteurs, les trois enjeux ou critères les plus importants relèvent tous en partie ou en totalité de la dimension économique (voir chapitre 8).

L'agrégation (via somme pondérée) des évaluations conduit à un classement global (tous critères confondus) dans lequel les scénarios **DOMESTICATION** et **AFFRONTEMENT** sont classés premier et dernier respectivement (et ce, quel que soit le type de vision adopté). Aucune « préférence totale » n'est observée.

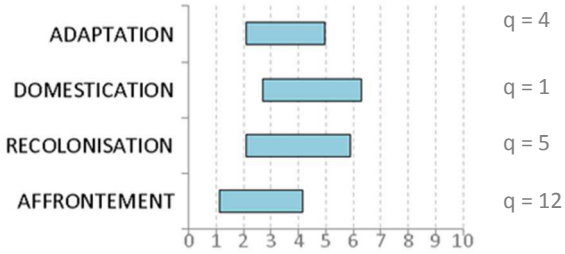
Encadré 9.7(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « habitants en forêt » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus)

Poids attribués aux différents critères :



Evaluations globales des scénarios :

(q étant le nombre de notes reçues égales à zéro pour l'ensemble de la catégorie d'acteurs considérée)

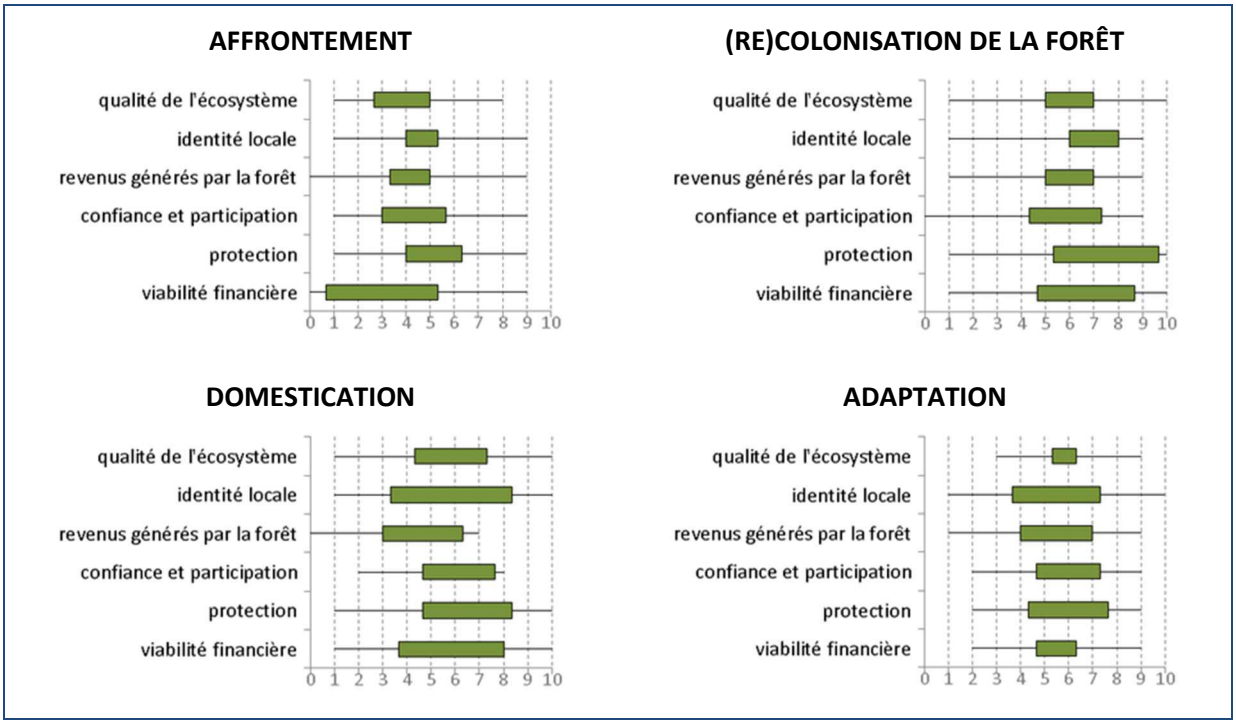


Source : auteur

9.3.6 Les municipalités (n=6)

Comme on peut l'observer sur l'encadré 9.8(a) ci-dessous, les « barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « municipalités » sont relativement courtes ; les écarts entre les notes moyennes « pessimistes » et « optimistes » sont donc généralement peu importants (le degré d'incertitude associé aux « avenirs du feu » est donc plutôt réduit. A première vue, la **DOMESTICATION** est le scénario pour lequel ces écarts sont les plus grands.

Encadré 9.8(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « municipalités » (présentation des résultats par scénarios)



Source : auteur

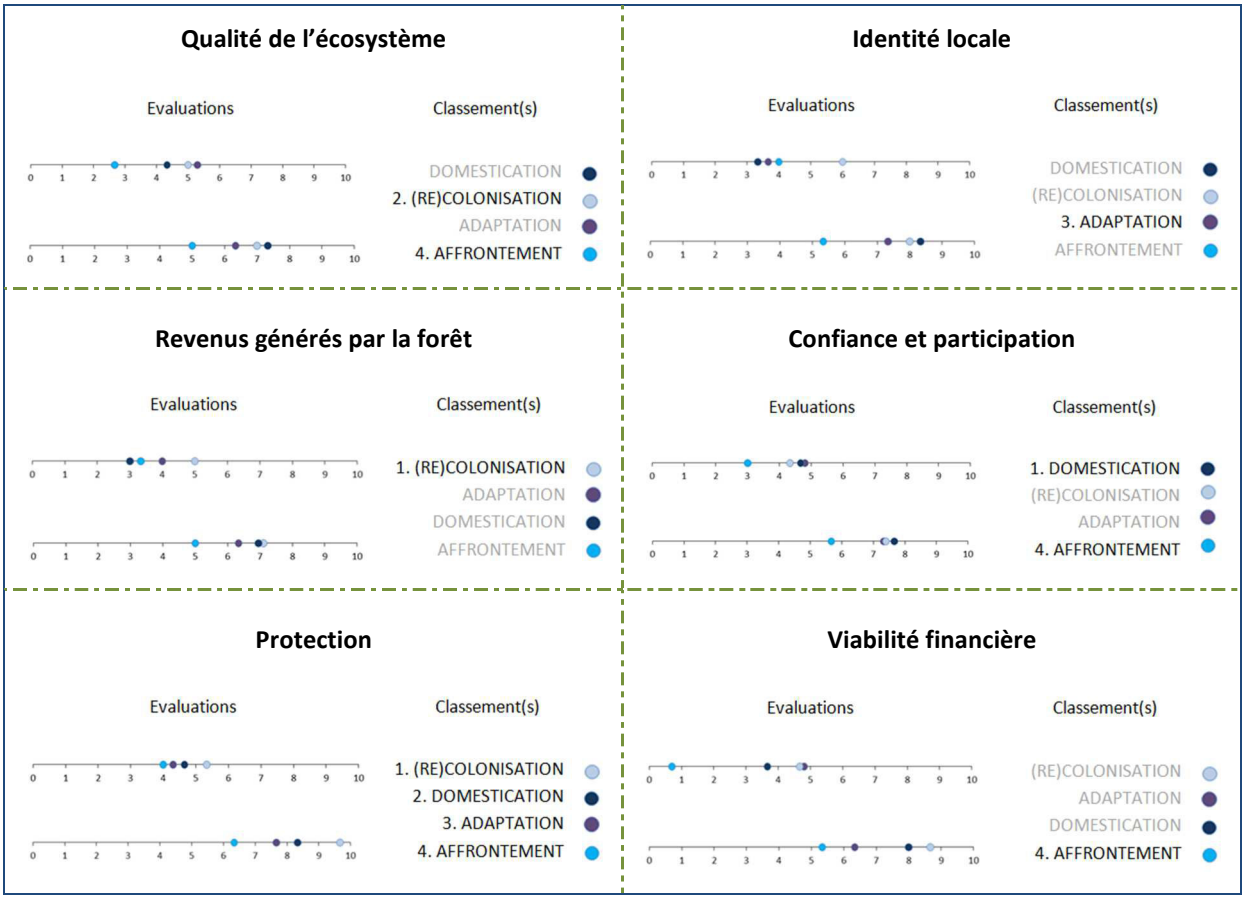
Par ailleurs, à l'intérieur de chaque scénario, les « barres d'évaluation » sont globalement alignées les unes sur les autres, ce qui indique donc un impact relativement faible du choix du critère d'évaluation sur les notes attribuées aux scénarios (nous avions déjà observé ce résultat chez les « agriculteurs en forêt » ; voir sous-section 9.3.1).

D'autre part, il est difficile de juger avec précision le positionnement de cette catégorie d'acteurs vis-à-vis des quatre « avenirs du feu dans les Maures ». L'**AFFRONTEMENT** semble être généralement surclassé par les trois autres scénarios, mais les relations entre ces derniers exigent une analyse plus détaillée (les notes moyennes de ces trois scénarios sont très proches les unes des autres aussi bien pour la vision pessimiste que pour l'optimiste). De ce fait, l'incertitude pourtant très modeste, peut avoir un impact profond sur les classements des scénarios.

Cette possibilité est confirmée par les résultats de l'encadré 9.8(b) (sur la page suivante), selon lequel le type de vision adopté influence le classement pour cinq des six critères considérés (seul le

classement établi en termes de « protection » reste inchangé). Par ailleurs, pour trois de ces critères, les changements concernent simultanément trois scénarios différents.

Encadré 9.8(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « municipalités »)



Source : auteur

Comme on peut l'observer sur l'encadré proposé ci-dessus, l'**AFFRONTEMENT** est à nouveau généralement surclassé par les autres scénarios (il s'agit là d'un résultat déjà observé pour bon nombre d'acteurs). Ce scénario est en effet classé dernier pour quatre critères d'évaluation, et ce, quelle que soit la vision adoptée (les critères en question sont : « viabilité financière », « protection », « confiance et participation » et « qualité de l'écosystème »). Lorsque l'évaluation concerne les deux autres critères, **l'AFFRONTEMENT** est également classé dernier selon la vision optimiste. Autrement dit, quel que soit le critère d'évaluation retenu, lorsque regard sur l'avenir est optimiste, ce scénario est systématiquement classé dernier.

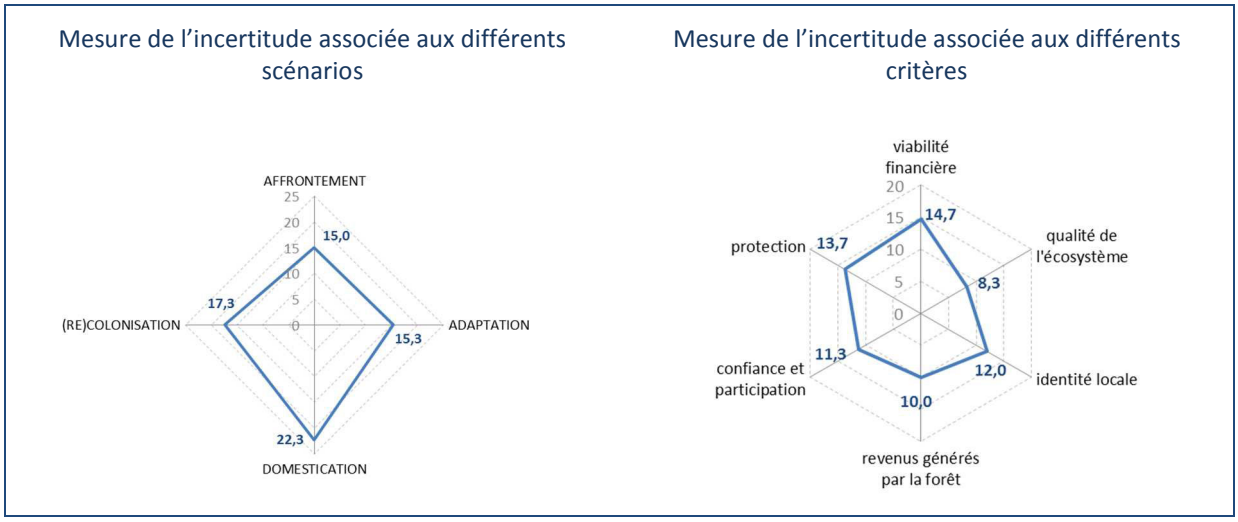
De son côté, le scénario **(RE)COLONISATION** est, lui, classé premier (indépendamment de la vision adoptée) lorsque l'évaluation porte sur la : « protection » et sur les « revenus générés par la forêt ». Ce scénario est aussi classé premier en termes d'« identité locale » et de « viabilité financière » (dans ces cas-là, que si la vision est pessimiste). Notons par ailleurs que ce scénario n'est jamais classé dernier et qu'il n'est classé troisième qu'une seule fois (avec une note moyenne très proche de celle obtenu par le scénario le mieux classé). Ce futurible est donc classé au moins deuxième dans onze des douze classements considérés.

En ce qui concerne l'**ADAPTATION**, ce scénario n'est jamais classé premier indépendamment de la vision adoptée, mais surclasse tout de même les autres scénarios dans trois des douze classements considérés. Précisons par ailleurs que ce scénario n'est jamais classé dernier.

Enfin, le scénario **DOMESTICATION** est, lui, classé premier selon le critère « confiance et participation » (et ce, quelle que soit la vision adoptée). Cela étant dit, il est surclassé par tous les autres scénarios dans les deux seuls classements où **l'AFFRONTEMENT** n'est pas dernier.

Pour ce qui est de la « distribution de l'incertitude » (voir encadré 9.8(c) ci-dessous), les « municipalités » perçoivent le scénario **DOMESTICATION** comme le plus incertain et l'**AFFRONTEMENT** comme le plus certain. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus pour les « chargés de PIDAF ». Par rapport aux critères d'évaluation, la « protection » et la « viabilité financière » sont considérés les plus incertains (ces résultats sont analogues à ceux obtenus pour le « Conseil Général » et les « habitants en forêt »). Comme on peut le constater, la « viabilité financière » est perçue par bon nombre d'acteurs comme étant un critère particulièrement incertain.

Encadré 9.8(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les différents scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « municipalités »)



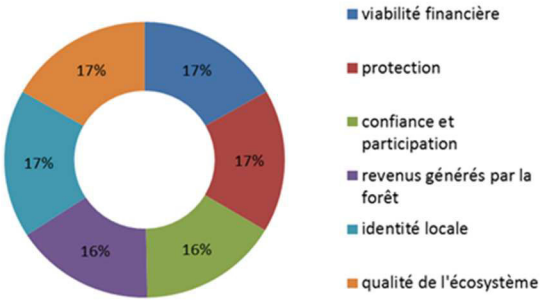
Source : auteur

Enfin, les poids attribués aux différents critères d'évaluation sont tous à peu près semblables (l'écart entre les poids maximal et minimal est de 1% ; voir encadré 9.8(d) sur la page suivante). L'agrégation des notes moyennes pondérées se traduit par deux classements globaux au sein desquels le scénario **AFFRONTEMENT** est toujours dernier et le scénario **(RE)COLONISATION** est, lui, toujours premier.

Notons aussi que la note moyenne globale « pessimiste » obtenue pour le scénario **(RE)COLONISATION** est très proche de la note moyenne globale « optimiste » du scénario **AFFRONTEMENT** (autrement dit, il existe une relation de préférence quasi-totale entre ces deux scénarios).

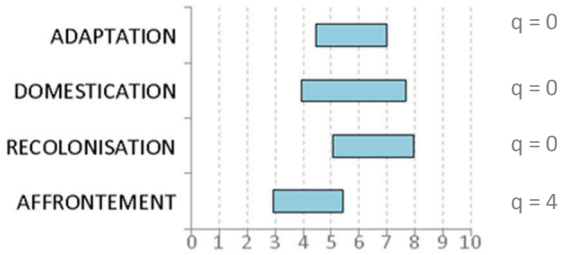
Encadré 9.8(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « municipalités » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus)

Poids attribués aux différents critères :



Evaluations globales des scénarios :

(q étant le nombre de notes reçues égales à zéro pour l'ensemble de la catégorie d'acteurs considérée)



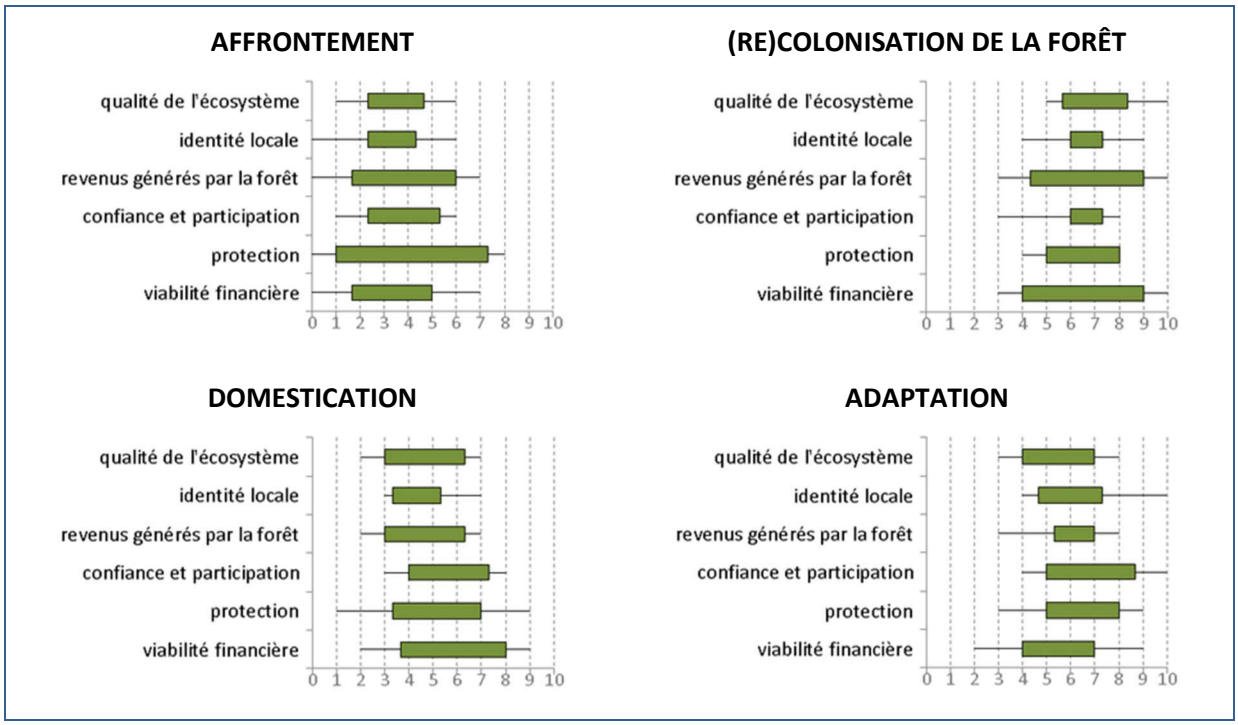
Source : auteur

Enfin, par rapport à ce dernier encadré, il est important de remarquer la longueur de la « barre d'évaluation » globale obtenue pour le scénario **DOMESTICATION** et le fait que cette barre englobe complètement celle du scénario **ADAPTATION**. Autrement dit, le type de vision détermine donc la relation de classement global (tous critères confondus) entre ces deux scénarios.

9.3.7 Les propriétaires forestiers (n=3)

Les « barres d'évaluation » obtenues pour les « propriétaires forestiers » (voir encadré 9.9(a) ci-dessous), mettent en évidence plusieurs éléments clés par rapport à leur positionnement vis-à-vis des quatre « avenirs du feu ».

Encadré 9.9(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « propriétaires forestiers » (présentation des résultats par scénarios)



Source : auteur

Tout d'abord, on constate que les « barres d'évaluation » calculées pour le scénario **AFFRONTEMENT** sont décalées à gauche par rapport à celles des trois autres scénarios, et ce, pour la plupart des critères d'évaluation. Ce scénario obtient donc des notes moyennes sensiblement inférieures à celles obtenues par les trois autres scénarios. Il s'agit d'ailleurs du seul scénario recevant des notes égales à 0/10 (et ce, pour quatre des six critères d'évaluation).

A l'extrême opposé, les « barres d'évaluation » du scénario **(RE)COLONISATION** sont systématiquement sur la partie droite de l'axe de notation (avec des notes moyennes toujours supérieures à 4/10). Par ailleurs, ce scénario est le seul à recevoir des notes égales à 10/10 (pour trois critères différents), à ne pas recevoir des notes en dessous de 3/10 et à obtenir des notes moyennes atteignant le 9/10 (une valeur à laquelle n'accède donc aucun autre scénario).

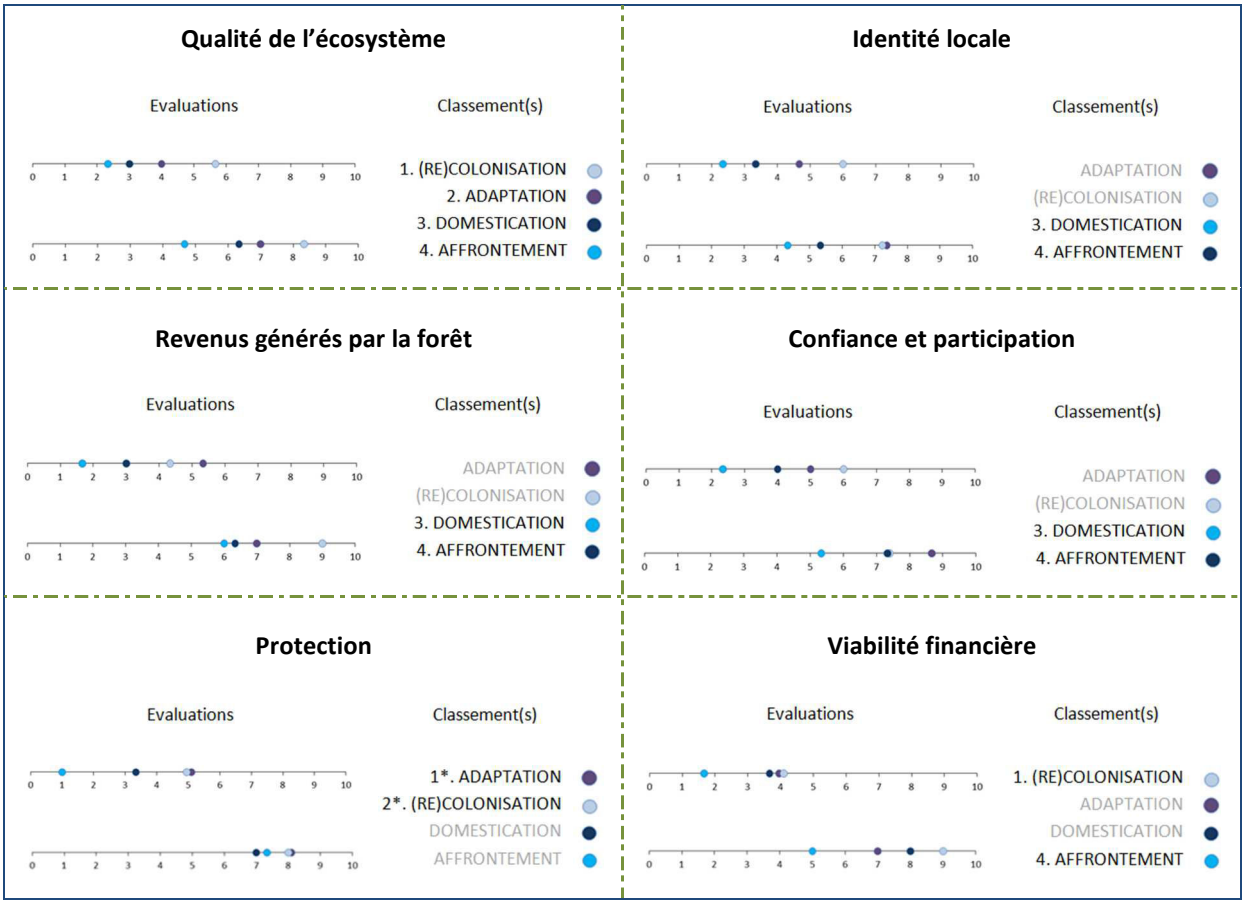
En ce qui concerne la longueur des « barres d'évaluation » (et donc, le degré d'incertitude perçu par cette catégorie d'acteurs), on peut constater des barres relativement longues et de taille variable selon les critères d'évaluation et les scénarios. A première vue, les deux scénarios sur la partie droite de l'encadré 9.9(a), dont le point en commun est d'impliquer le développement d'activités économiques diverses en milieu forestier, sont considérés les plus certains (contrairement donc à ce

qu'on observe pour les « associations de protection de la nature », les « agriculteurs en forêt » ou le « Conseil Général »). L'incertitude associée à ces deux scénarios n'est pas pour autant identique au niveau des critères d'évaluation : ainsi, par exemple, « les revenus générés par la forêt » sont jugés très incertains dans le scénario **(RE)COLONISATION** (« barre d'évaluation » très allongée), mais relativement certains dans le scénario **ADAPTATION** (« barre d'évaluation » plutôt courte).

Par ailleurs, et comme nous l'avons déjà indiqué, la longueur des « barres d'évaluation » varie aussi à l'intérieur de chaque scénario. Ainsi, par exemple, dans le scénario **(RE)COLONISATION**, certains critères sont perçus comme étant particulièrement certains (c'est le cas notamment des critères « identité locale » ou « confiance et participation »), tandis que d'autres sont considérés beaucoup plus incertains (citons par exemple les « revenus générés par la forêt » ou la « viabilité financière »).

En ce qui concerne l'impact de l'incertitude sur le positionnement des « propriétaires forestiers », il est globalement considérable (voir encadré 9.9(b) ci-dessous) : le type de vision adopté influence le classement des scénarios pour cinq des six critères considérés (seul le classement obtenu pour la « qualité de l'écosystème » reste inchangé).

Encadré 9.9(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « propriétaires forestiers »)



Source : auteur

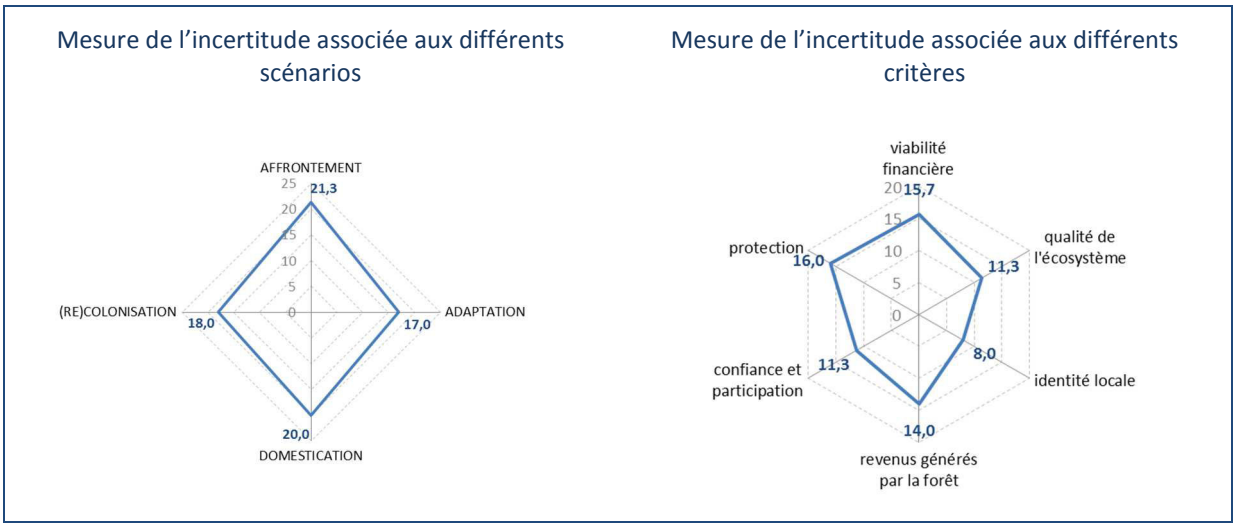
Cela étant dit, les « propriétaires forestiers » préfèrent généralement les scénarios impliquant un réaménagement global du massif (l'**ADAPTATION** et la **(RE)COLONISATION**), et ce, quel que soit regard adopté sur l'avenir (ce résultat est contredit uniquement lorsque l'exploration porte sur la « viabilité financière » ; dans le reste des cas, les scénarios **DOMESTICATION** et **AFFRONTEMENT** occupent systématiquement la partie inférieure des classements).

Plus concrètement, le scénario **(RE)COLONISATION** est classé premier dans sept classements (soit dans plus de la moitié des cas)[17]. Il est par ailleurs classé premier indépendamment de la vision adoptée selon les critères « viabilité financière » et « qualité de l'écosystème ». Le scénario **ADAPTATION** est, lui, classé premier quatre fois. Enfin, la **DOMESTICATION** surclasse l'**AFFRONTEMENT** dans onze des douze classements considérés.

En ce qui concerne la « distribution de l'incertitude » (voir encadré 9.9(c) ci-dessous), aux yeux des « propriétaires forestiers », les scénarios impliquant un réaménagement global du massif sont moins incertains. Les premières conclusions avancées à ce sujet à partir de l'encadré 9.9(a) sont donc confirmées.

Pour ce qui est des critères d'évaluation, ceux impliquant les plus grands écarts entre les notes « optimistes » et « pessimistes » sont la « protection des biens et des personnes », la « viabilité financière » et, en moindre mesure, les « revenus générés par la forêt » (autrement dit, tous les critères relatifs à la dimension économique du problème ; voir chapitre 8). L'incertitude associée au critère « identité locale » est, elle, particulièrement basse. Cette « distribution de l'incertitude » est semblable à celle observée pour les « habitants en forêt ».

Encadré 9.9(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les différents scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « propriétaires forestiers »)



Source : auteur

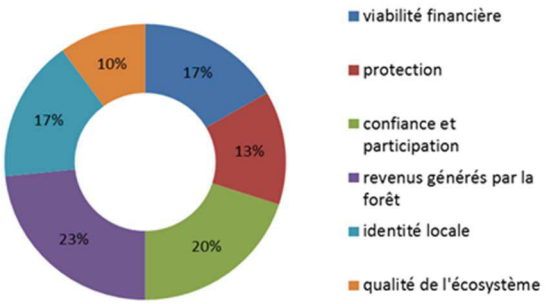
Enfin, les poids attribués aux différents critères varient significativement d'un cas à l'autre (voir encadré 9.9(d) sur la page suivante). L'importance relative attribuée au critère « qualité de

[17] Ce scénario est par ailleurs classé premier à égalité parfaite avec le scénario **ADAPTATION** (pour le critère « protection » et la vision optimiste).

l'écosystème » est particulièrement faible (seulement 10%) et ne représente même pas la moitié du poids associé aux « revenus générés par la forêt » (23%). Le poids associé à la « qualité de l'écosystème » constitue d'ailleurs le pourcentage le moins élevé de toute l'évaluation (toutes catégories d'acteurs confondues et tous critères confondus). Ces résultats cristallisent les conflits existants dans les Maures autour de l'enjeu « qualité de l'écosystème » et illustrent clairement le positionnement des « propriétaires forestiers » à ce sujet. Ces acteurs expriment en effet un sentiment général d'impuissance et de dépossession face aux diverses mesures de protection appliquées sur le territoire d'études (NATURA 2000, RBI, ZNIEFF, Réserve naturelle, etc. ; voir chapitre 8).

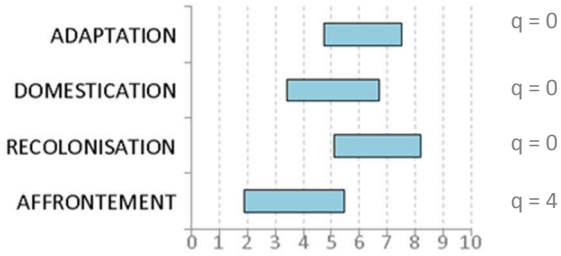
Encadré 9.9(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « chargés de PIDAF » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus)

Poids attribués aux différents critères :



Evaluations globales des scénarios :

(q étant le nombre de notes reçues égales à zéro pour l'ensemble de la catégorie d'acteurs considérée)



Source : auteur

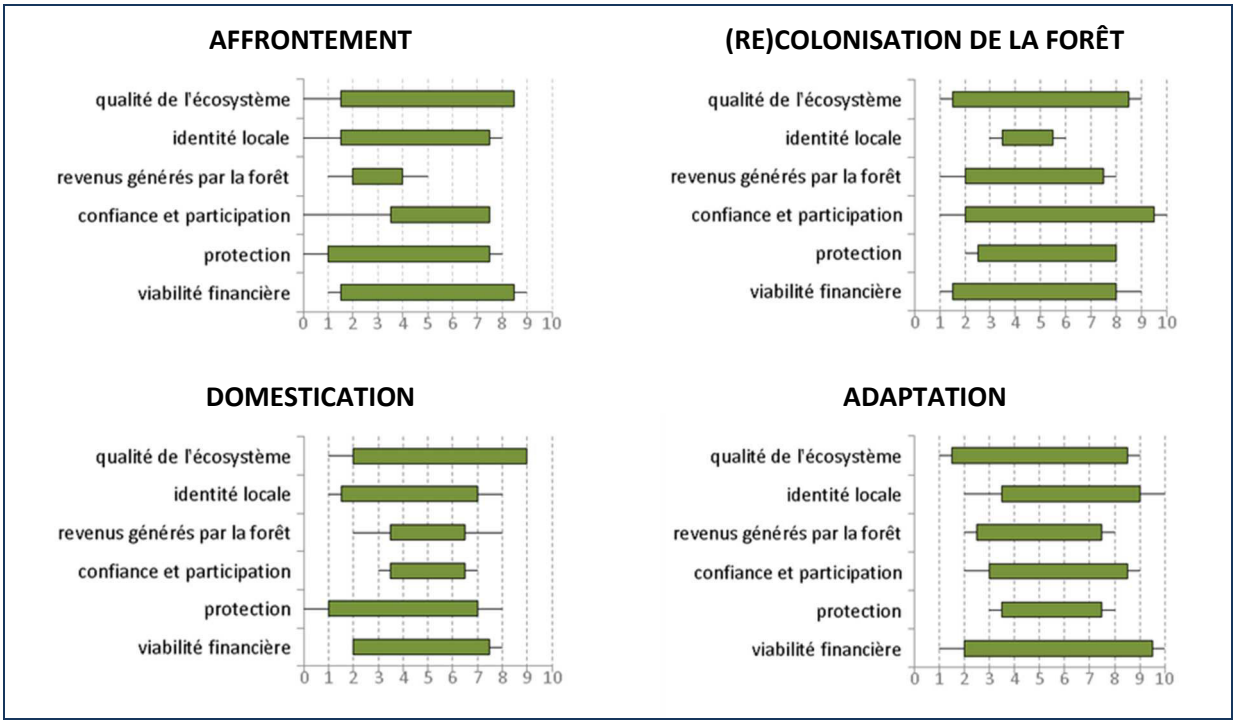
Le classement global (tous critères confondus) résultant pour la catégorie « propriétaires forestiers » confirme les interprétations réalisées au préalable. Les résultats sont assez proches de ceux observés pour les « chargés de PIDAF ». Il sera intéressant de vérifier au deuxième niveau d'exploration (section 9.4) si l'homogénéité de ces jugements se base sur des justifications similaires ou pas. Notons enfin une relation de préférence quasi-totale entre les scénarios **(RE)COLONISATION** (note moyenne globale pessimiste = 5,1) et **AFFRONTEMENT** (note moyenne globale optimiste = 5.5).

9.3.8 Les services de l'Etat (n=2)

Une caractéristique immédiatement remarquable par rapport aux « barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « services de l'Etat » est leur longueur particulièrement importante (voir encadré 9.10(a) ci-dessous). Aux yeux de cette catégorie d'acteurs, les quatre « avenirs du feu » dans les Maures sont donc très incertains (il n'est pas possible de dire à ce niveau d'analyse quels scénarios le sont plus que les autres). On peut remarquer par ailleurs que les « barres d'évaluation » à l'intérieur de chaque scénario sont généralement alignées ; les préférences des « services de l'Etat » ne sont donc pas visibles à ce niveau de notre analyse.

D'autre part, les notes moyennes obtenues par les quatre scénarios sont extrêmement rapprochées les unes des autres à l'intérieur de chaque regard sur l'avenir (pessimiste ou optimiste), et ce, quel que soit le critère d'évaluation considéré (dans le cas des « revenus générés par la forêt », les écarts sont un peu plus importants). L'impact de l'incertitude sur les préférences de ces acteurs est donc forcément notoire.

Encadré 9.10(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « services de l'Etat » (présentation des résultats par scénarios)

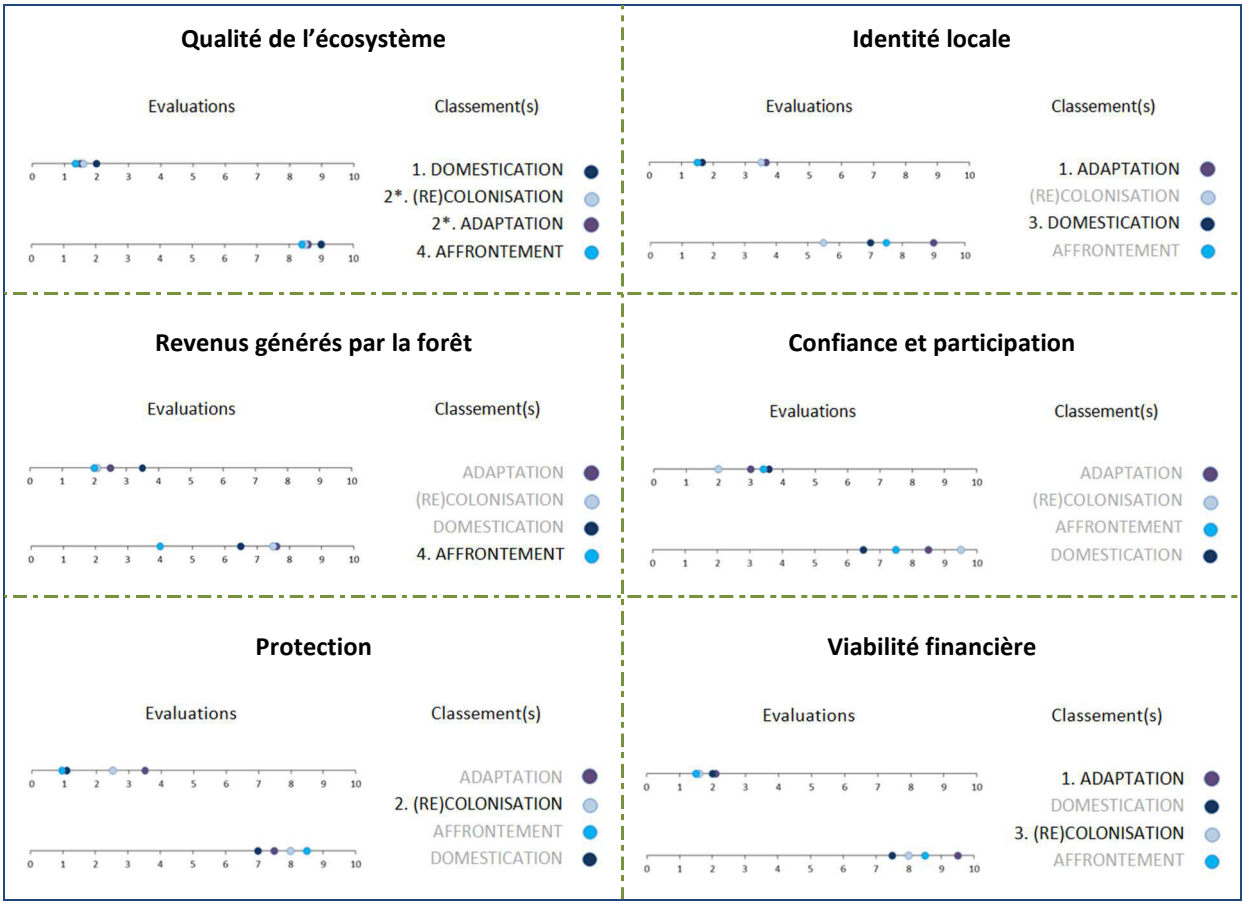


Source : auteur

Dans ce sens, et comme on peut l'observer sur l'encadré 9.10(b) (sur la page suivante), le type de vision adoptée influence le classement des scénarios pour cinq des six critères d'évaluation (seul reste inchangé le classement obtenu en termes de « qualité de l'écosystème » (les écarts entre les quatre scénarios restent cependant extrêmement réduits). Les changements provoqués par le passage d'une vision à l'autre sont par ailleurs profonds : pour un même critère d'évaluation, un scénario peut être premier ou dernier selon le type de vision. C'est le cas, par exemple, du scénario

(RE)COLONISATION lorsque l'évaluation porte sur le niveau de « confiance et [de] participation », ou du scénario **AFFRONTEMENT** lorsque le critère retenu est la « protection ».

Encadré 9.10(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « services de l'Etat »)



Source : auteur

Le passage d'un critère d'évaluation à un autre a aussi des impacts importants sur la hiérarchisation des scénarios. Ainsi, par exemple, le scénario **DOMESTICATION** est classé premier en termes de « qualité de l'écosystème » (quelle que soit la vision adoptée), mais est classé dernier lorsque le critère retenu est la « protection ». De manière analogue, le scénario **ADAPTATION** est classé premier selon le critère « identité locale », mais obtient les notes moyennes les plus basses en termes de « qualité de l'écosystème ».

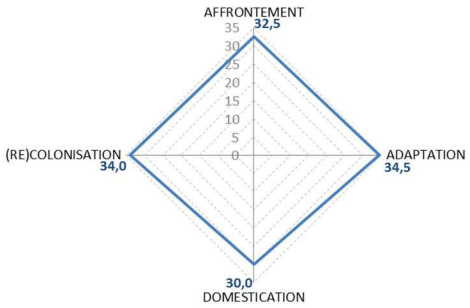
Malgré cette variabilité, l'analyse des classements par critère d'évaluation semble indiquer une préférence globale pour le scénario **ADAPTATION**. Celui-ci est en effet classé premier dans la moitié des classements. Il surclasse d'ailleurs tous les autres scénarios indépendamment de la vision adoptée pour deux des six critères considérés. En outre, ce scénario n'est jamais classé dernier (à deux reprises cependant, il obtient la même note moyenne que le scénario classé dernier).

D'autre part, et comme on peut le constater sur l'encadré 9.10(c) (voir page suivante), l'incertitude associée aux quatre scénarios ne varie pas significativement d'un cas à l'autre. On peut tout de même remarquer que les scénarios impliquant un réaménagement global du massif sont considérés

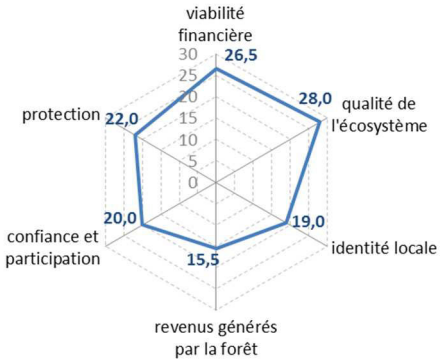
plus incertains. Les degrés d'incertitude varient sensiblement entre les différents critères d'évaluation : les « revenus générés par la forêt » sont perçus par les « services de l'Etat » comme le critère le moins incertain. A l'extrême opposé, la « viabilité financière » et la « qualité de l'écosystème » sont, eux, perçus comme les plus incertains.

Encadré 9.10(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les différents scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « services de l'Etat »)

Mesure de l'incertitude associée aux différents scénarios



Mesure de l'incertitude associée aux différents critères

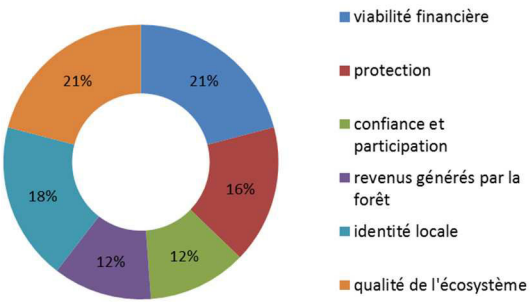


Source : auteur

Enfin, pour ce qui est des poids attribués aux différents critères (encadré 9.10(d) ci-dessous), les « services de l'Etat » priorisent clairement la « viabilité financière » et la « qualité de l'écosystème » (21% chacun). Les critères « confiance et participation » et « revenus générés par la forêt » reçoivent une pondération particulièrement basse (12% chacun). Ces différents poids se concrétisent en un classement global au sein duquel le scénario **ADAPTATION** est globalement le mieux classé.

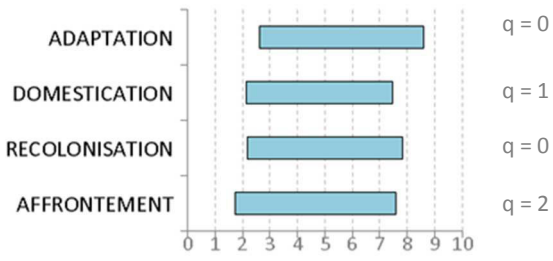
Encadré 9.10(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « services de l'Etat » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus)

Poids attribués aux différents critères :



Evaluations globales des scénarios :

(q étant le nombre de notes reçues égales à zéro pour l'ensemble de la catégorie d'acteurs considérée)



Source : auteur

9.3.9 Mise en commun des résultats et analyse globale au 1er niveau d'exploration

Une fois présentés les résultats pour chaque catégorie d'acteurs au 1er niveau d'exploration, nous proposons de mettre en commun toutes ces informations pour ainsi mieux identifier des positionnements communs entre les acteurs et avoir une idée plus précise sur les jugements collectifs (plus ou moins consensuels ou conflictuels) vis-à-vis des « avenirs du feu ».

9.3.9.1 Jugements globaux (tous critères confondus)

Le tableau 9.1 (voir ci-dessous) rassemble les classements globaux (tous critères confondus) obtenus pour chacune des catégories d'acteurs ayant participé à la phase d'exploration.

Tableau 9.1 : Classements globaux (tous critères confondus) des quatre « avenirs du feu dans les Maures » (résultats par catégories d'acteurs et par type de vision adoptée)[18]

		Classements des scénarios			
Catégorie d'acteurs	**vision**	**4ème**	**3ème**	**2ème**	**1er**
Agriculteurs en forêt	+	AFFRONTEMENT	DOMESTICATION	RECOLONISATION	ADAPTATION
	-	DOMESTICATION	AFFRONTEMENT	RECOLONISATION	ADAPTATION
Associations de protection de la nature	+	AFFRONTEMENT	RECOLONISATION	DOMESTICATION	ADAPTATION
	-	RECOLONISATION	AFFRONTEMENT	DOMESTICATION	ADAPTATION
Chargés de PIDAF	+	AFFRONTEMENT	DOMESTICATION	ADAPTATION	RECOLONISATION
	-	AFFRONTEMENT	DOMESTICATION	ADAPTATION	RECOLONISATION
Conseil Général	+	ADAPTATION	RECOLONISATION	AFFRONTEMENT	DOMESTICATION
	-	AFFRONTEMENT	ADAPTATION	RECOLONISATION	DOMESTICATION
Habitants en forêt	+	AFFRONTEMENT	ADAPTATION	RECOLONISATION	DOMESTICATION
	-	AFFRONTEMENT	ADAPTATION	RECOLONISATION	DOMESTICATION
Municipalités	+	AFFRONTEMENT	DOMESTICATION	ADAPTATION	RECOLONISATION
	-	AFFRONTEMENT	DOMESTICATION	ADAPTATION	RECOLONISATION
Propriétaires forestiers	+	AFFRONTEMENT	DOMESTICATION	ADAPTATION	RECOLONISATION
	-	AFFRONTEMENT	DOMESTICATION	ADAPTATION	RECOLONISATION
Services de l'Etat	+	AFFRONTEMENT	DOMESTICATION	RECOLONISATION	ADAPTATION
	-	DOMESTICATION	AFFRONTEMENT	RECOLONISATION	ADAPTATION

Source : auteur

[18] Ces classements globaux ne considèrent pas les intensités des préférences. Par ailleurs, la distribution des participants dans l'une ou l'autre des catégories considérées peut avoir une incidence sur les résultats (la règle suivie à ce sujet a été de respecter le choix réalisé par chaque participant au moment de remplir les feuillets d'évaluation). Précisons enfin que le tableau présenté ci-dessus doit être lu en considérant les informations présentées antérieurement sous forme désagrégée (au niveau de chaque critère d'évaluation).

La lecture du tableau 9.1 permet de tirer plusieurs constats importants :

(i) Tous les scénarios explorés sont classés derniers au moins une fois (c'est-à-dire, par au moins une catégorie d'acteurs et selon un regard sur l'avenir), ce qui fait preuve de la diversité de perspectives existant sur la problématique du feu dans les Maures. Cela étant dit, la fréquence avec laquelle chacun de ces scénarios est classé dernier varie significativement d'un cas à l'autre : ainsi, par exemple, le scénario **AFFRONTEMENT** est surclassé par tous les autres futuribles dans douze des seize classements considérés (soit dans trois quarts des cas considérés). Ce scénario est par ailleurs le seul à être classé dernier par une même catégorie d'acteurs et indépendamment de la vision adoptée (c'est le cas pour trois des huit catégories d'acteurs : les « propriétaires forestiers », les « municipalités » et les « habitants en forêt »). On notera en outre le fait que toutes les catégories d'acteurs considèrent ce scénario moins souhaitable que les trois autres futuribles pour au moins l'une des deux visions considérées. Bref, comme l'illustrent tous ces arguments, les acteurs du feu jugent globalement cet avenir de façon très négative.

(ii) Le positionnement des acteurs vis-à-vis des trois autres scénarios est globalement beaucoup moins tranché. Ces « avenirs du feu » sont en effet plus ou moins bien classés selon les catégories d'acteurs. Le scénario **ADAPTATION**, par exemple, est le plus valorisé par trois catégories d'acteurs : les « agriculteurs en forêt », les « services de l'Etat » et les « associations de protection de la nature ». Le scénario **(RE)COLONISATION** est, lui, classé premier par trois autres catégories d'acteurs : les « municipalités », les « chargés de PIDAF » et les « propriétaires forestiers ». Enfin, le scénario **DOMESTICATION** est, lui, classé premier par les « habitants en forêt » et le « Conseil Général »[19]. En résumé, la considération du scénario le plus souhaitable est nettement plus controversée que celle du futurible le moins valorisé.

(iii) Les classements globaux obtenus pour cinq des huit catégories d'acteurs indiquent une préférence pour les scénarios impliquant un réaménagement global du massif. Pour ces catégories d'acteurs, les scénarios **ADAPTATION** et **(RE)COLONISATION** surclassent donc globalement les scénarios **DOMESTICATION** et **AFFRONTEMENT**[20]. Autrement dit, aux yeux de la majorité des catégories d'acteurs, le « problème » du feu requiert des réponses allant au-delà d'une gestion principalement technique réservée aux experts (que ce soit le SDIS ou les forestiers). Cet avis n'est pas unanime cependant.

(iv) Les classements de plusieurs catégories d'acteurs sont identiques. Les « municipalités », les « chargés de PIDAF » et les « propriétaires forestiers » manifestent par exemple des préférences identiques vis-à-vis des 4 scénarios et ce, indépendamment du regard porté sur l'avenir[21]. Il est donc probable que des ententes entre ces acteurs existent, se créent et/ou se renforcent dans le temps et qu'elles cristallisent sous la forme de projets en commun plus ou moins suivis par les autres acteurs

[19] On remarquera que le type de vision adoptée n'influence jamais la première place des classements globaux.

[20] Cela ne veut pas dire pour autant que les scénarios **DOMESTICATION** et **AFFRONTEMENT** occupent systématiquement les deux premières places dans les classements obtenus pour les 3 autres catégories d'acteurs.

[21] En observant les résultats obtenus pour chacune de ces catégories (sous-sections 9.3.1 à 9.3.8) on constate également que ces acteurs partagent une même perception de l'incertitude (en tout cas globalement) et qu'ils considèrent tous la « viabilité financière » comme le critère le plus incertain. Ils attribuent tous par ailleurs un degré d'incertitude important à la « protection » des biens et des personnes. Par contre, ils perçoivent différemment les scénarios en termes d'incertitude.

(l'impulsion de la Charte Forestière de Territoire constitue un bon exemple à ce sujet). Le même constat peut être fait par rapport aux « services de l'Etat » et les « agriculteurs en forêt ». Ces résultats méritent cependant une analyse plus détaillée et de vérifier notamment si ces ressemblances découlent ou pas de l'utilisation justifications similaires (voir section 9.4).

A ce niveau d'analyse, quatre groupes d'acteurs peuvent être identifiés (voir figure 9.12 ci-dessous) :

Figure 9.12 : Identification des ententes possibles entre les catégories d'acteurs (selon leurs classements globaux au 1er niveau d'exploration)

Source : auteur

- un premier groupe d'acteurs (jaune) priorise le développement d'activités économiquement rentables dans la forêt et s'oppose clairement à une gestion technique en vase clos (notamment lorsque celle-ci est dans les mains du SDIS) ;

- un deuxième groupe d'acteurs (vert) s'oppose aussi très clairement à une gestion non inclusive et partage par ailleurs avec le premier groupe la volonté de transformer les choix actuels d'aménagement territorial et de développement local. Ce deuxième groupe attribue cependant moins d'importance à la recherche de rentabilité dans le moyen terme et propose plutôt le développement (subventionné) d'activités traditionnelles (en priorisant donc les fonctions sociales et culturelles de ces activités à leur dimension économique). Ce groupe d'acteurs se méfie par ailleurs d'une éventuelle domestication du feu ;

- un troisième groupe d'acteurs (rouge) est sceptique par rapport à la viabilité et la pertinence d'un éventuel réaménagement du massif et prône plutôt une gestion du feu au sein de laquelle le rôle principal est transféré du SDIS aux autres acteurs (notamment les forestiers) ;

- enfin, les « associations de protection de la nature » (violet) préfèrent le scénario **ADAPTATION** et s'opposent clairement à la **(RE)COLONISATION** de la forêt (il s'agit de la seule catégorie pour laquelle ce scénario est classé dernier).

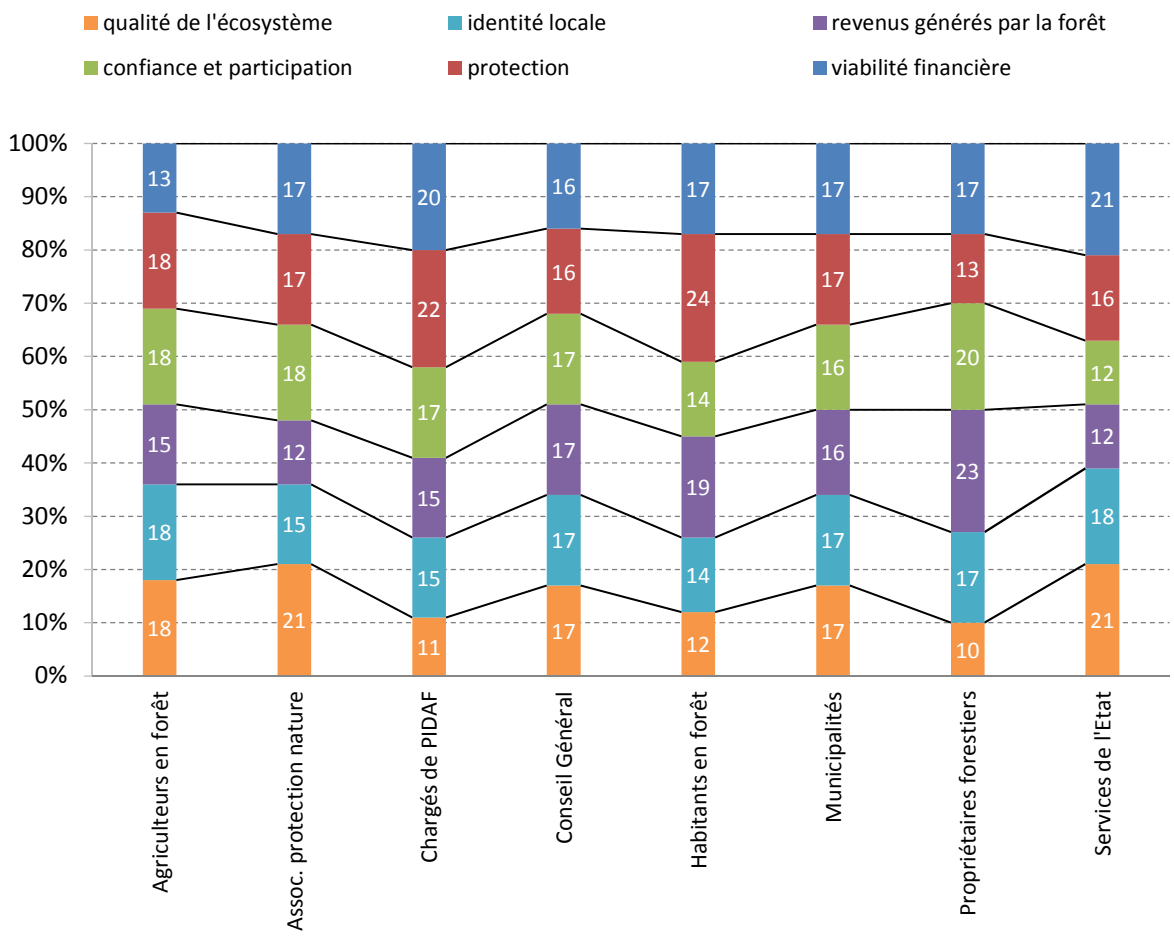
v) Le type de vision adoptée (pessimiste/optimiste) influence le classement global de la moitié des catégories d'acteurs (l'impact de l'incertitude sur le jugement des acteurs est donc notable). Cela étant dit, ces changements n'affectent jamais le scénario le mieux classé. Par ailleurs, l'impact de la vision adoptée varie sensiblement d'un scénario à l'autre. Le scénario **AFFRONTEMENT** est par

exemple, généralement mieux classé lorsque la vision est pessimiste (ce scénario est donc plutôt résilient aux yeux des acteurs). Au contraire, le scénario **DOMESTICATION** est, lui, généralement mieux classé lorsque la vision est optimiste (ce résultat souligne le scepticisme général des acteurs par rapport à la possibilité de dompter le feu et d'exploiter ses bienfaits).

9.3.9.2 Poids attribués aux critères d'évaluation

En ce qui concerne l'importance donnée aux critères d'évaluation (voir figure 9.13), plusieurs constats peuvent être réalisés :

Figure 9.13 : Comparaison des poids attribués par les catégories d'acteurs aux six enjeux identifiés



Source : auteur

i) Aucun des six critères retenus n'est globalement mésestimé par l'ensemble des acteurs. Ce résultat démontre la pertinence de notre approche multidimensionnelle et plus concrètement, de la considération d'enjeux traditionnellement ignorés dans les analyses de risque ou les programmes de gestion implémentés sur le terrain.

ii) Pour la plupart des acteurs, l'importance des critères est clairement hétérogène (comme on peut le constater, l'écart existant entre le pourcentage attribué au critère jugé le plus important et celui associé au critère le moins important avoisine ou dépasse les 10% pour plus de la moitié des catégories d'acteurs).

iii) Le critère « qualité de l'écosystème » s'avère particulièrement controversé : trois catégories d'acteurs le considèrent le plus important (il s'agit en l'occurrence des « associations de protection de la nature », des « services de l'Etat » et des « agriculteurs en forêt »). Trois autres catégories lui attribuent au contraire une importance systématiquement inférieure à celle associée aux autres critères (les catégories concernées sont : les « chargés de PIDAF », les « habitants en forêt » et les « propriétaires forestiers »).

iv) Le critère « revenus générés par la forêt » suscite lui aussi des perspectives assez contrastées par rapport à son importance. Pour certains acteurs (les « propriétaires forestiers » par exemple), il s'agit d'un enjeu primordial. Pour d'autres acteurs au contraire, son importance est marginale ou inférieure à celle des autres enjeux (c'est le cas des « services de l'Etat » ou des « associations de protection de la nature »).

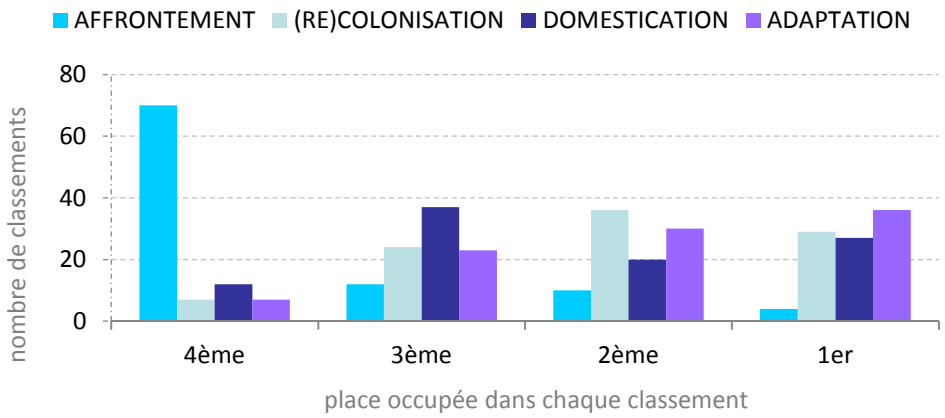
v) Les catégories considérant le critère « qualité de l'écosystème » comme le plus important jugent toutes globalement le scénario **ADAPTATION** comme étant le plus souhaitable (nous n'observons aucune autre correspondance critère-scénario aussi manifeste ; voir tableau 9.1).

vi) Les catégories d'acteurs affichant les plus grands écarts entre le critère le plus important et le critère le moins important correspondent globalement aux catégories ayant les rapports les plus conflictuels (voir figure 8.3).

9.3.9.3 Jugements désagrégés par critère d'évaluation

Les conclusions réalisées précédemment sur les jugements des acteurs peuvent être affinées par l'analyse des 96 (=8x2x6) classements non agrégés. La figure 9.14 présente la distribution des places obtenues par les quatre « avenirs du feu » pour l'ensemble de ces classements par critère d'évaluation. Comme on peut le constater sur cette nouvelle figure, le scénario **AFFRONTEMENT** occupe le plus souvent la dernière place (c'est le cas pour 70 classements, soit environ 73% des cas). Ce scénario n'est premier que dans quatre classements (trois fois premier en termes de « protection » et une fois en termes de « viabilité financière »).

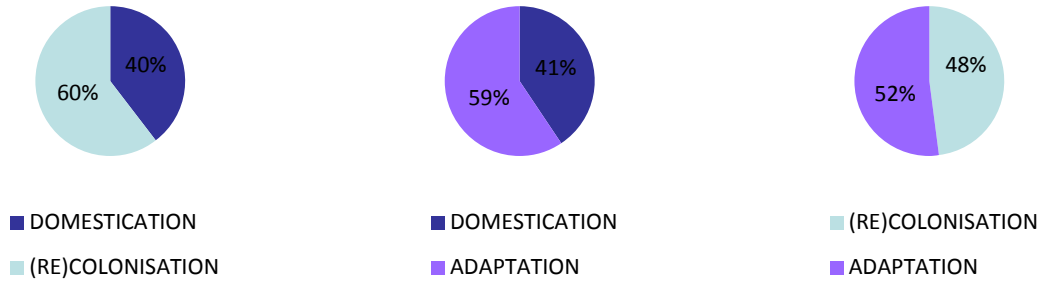
*Figure 9.14 : Places obtenues par chacun des « avenirs du feu » dans les **96 classements** considérés*



Source : auteur

En ce qui concerne les trois autres scénarios, les différences sont moins évidentes et méritent une analyse encore plus détaillée. La figure 9.15 présente les résultats des comparaisons deux à deux de ces trois scénarios pour les 96 classements considérés. Comme on peut le constater sur cette nouvelle figure, les scénarios **ADAPTATION** et **(RE)COLONISATION** surclassent le plus souvent le scénario **DOMESTICATION**.

*Figure 9.15 : Comparaisons deux à deux des classements obtenus par les scénarios **DOMESTICATION**, **ADAPTATION** et **(RE)COLONISATION***
(les pourcentages indiquent la fréquence avec laquelle un scénario surclasse l'autre)



Source : auteur

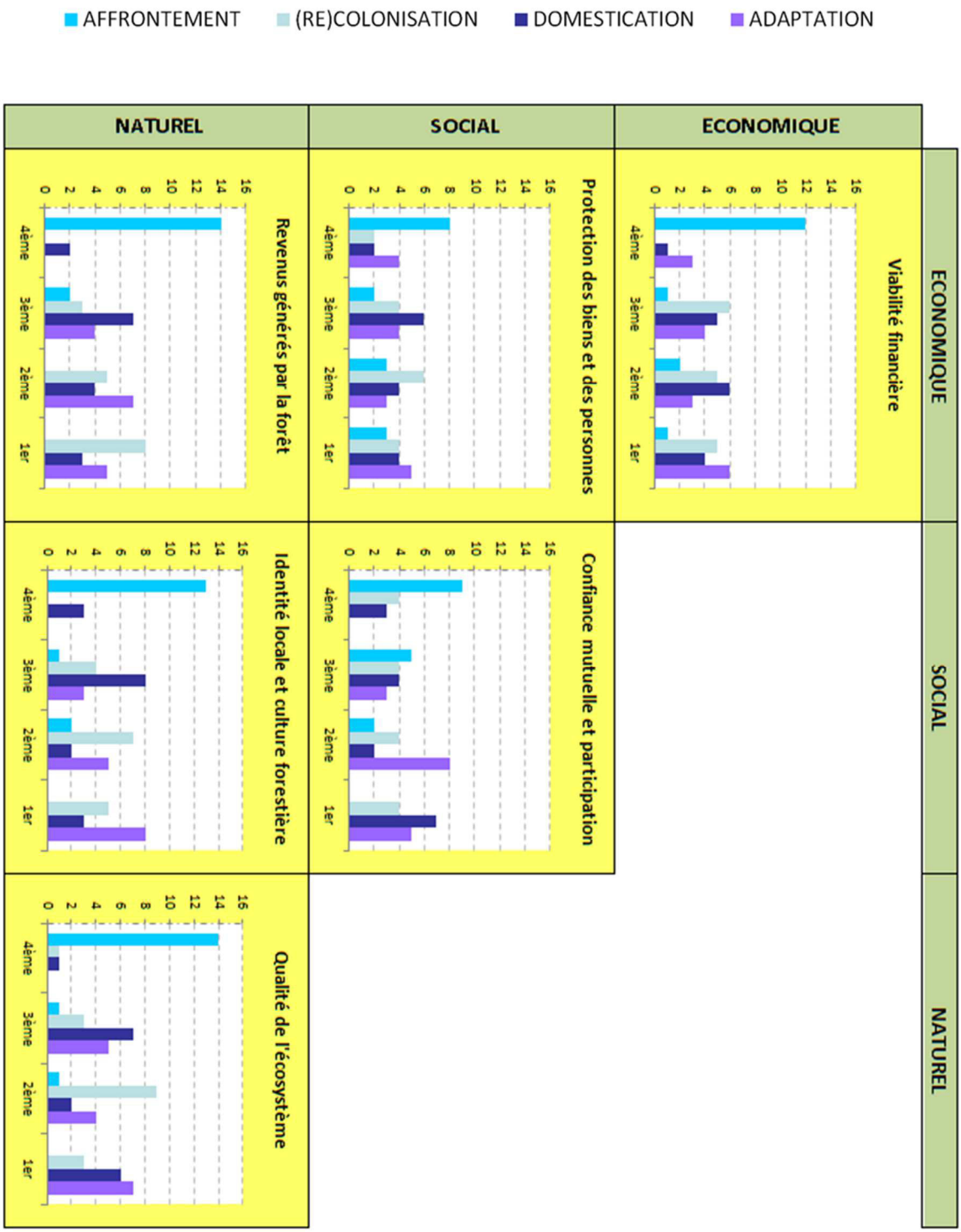
Ces comparaisons deux à deux peuvent être encore plus détaillées à travers une analyse au niveau de chaque critère d'évaluation. Nous proposons pour cela deux représentations graphiques complémentaires :

(i) la figure 9.16 présente les places obtenues par les « 4 avenirs du feu » dans les 16 classements considérés pour chaque critère d'évaluation (2 classements pour chacune des 8 catégories d'acteurs). Cette première représentation permet, entre autres, de visualiser le scénario le plus souvent classé premier pour chaque critère d'évaluation et pour chaque dimension évaluative.

(ii) l'encadré 9.11 présente le bilan (pour chaque critère d'évaluation) des comparaisons deux à deux des classements obtenus par les scénarios **ADAPTATION**, **(RE)COLONISATION** et **DOMESTICATION**[22,23].

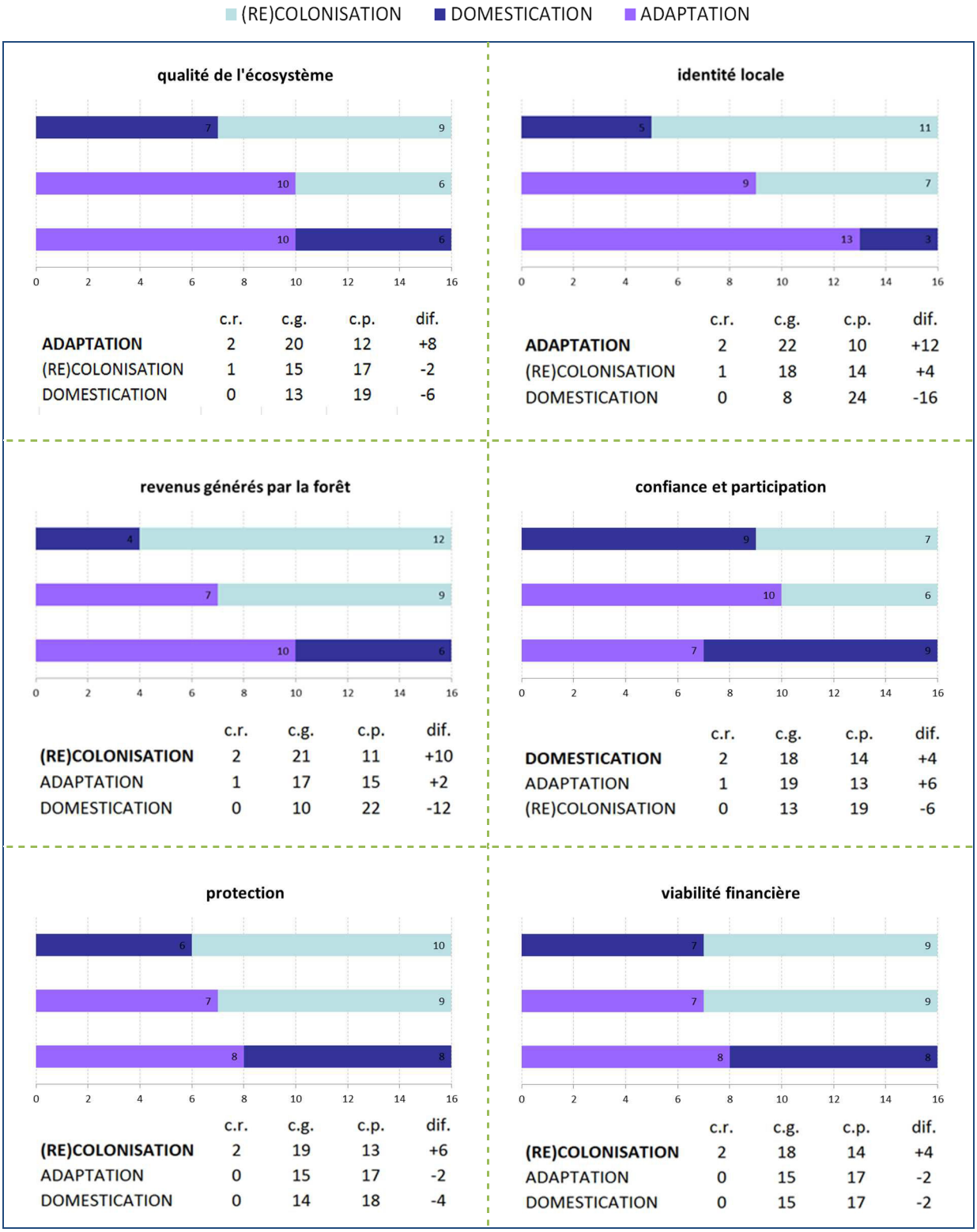
[22] Dans cet encadré, la couleur des barres indique le scénario concerné. La longueur des barres signale le nombre de classements au sein desquels le scénario en question est mieux classé que celui avec lequel il est comparé.
[23] Abréviations utilisées dans l'encadré 9.11 : « c.r. » = comparaisons globales « remportées » (un scénario « remporte » une comparaison globale avec un autre scénario lorsque le nombre de comparaisons « gagnées » -par catégorie d'acteurs et par vision- dépasse le nombre de comparaisons « perdues » à ce même niveau) ; c.g. = nombre total de comparaisons « gagnées » (sur les 32 comparaisons considérées) ; c.p. = nombre total de comparaisons « perdues » (sur les 32 comparaisons considérées) ; dif. = (c.g.)-(c.r.).

Figure 9.16 : Places attribuées aux 4 avenirs du feu selon le critère d'évaluation retenu (distribution des critères d'évaluation par dimension)



Source : auteur

*Encadré 9.11 : Comparaisons deux à deux (par critère d'évaluation) des scénarios **DOMESTICATION**, **ADAPTATION** et **(RE)COLONISATION***



Source : auteur

Comme on peut le constater sur ces deux représentations, le positionnement des acteurs vis-à-vis des scénarios **DOMESTICATION**, **ADAPTATION** et **(RE)COLONISATION** varie significativement d'un critère d'évaluation à l'autre (voir également le tableau 9.2 présenté ci-dessous).

En termes de « qualité de l'écosystème » et d'« identité locale », le scénario **ADAPTATION** est le mieux perçu par les acteurs locaux. Ce scénario surclasse le plus souvent les deux autres scénarios (encadré 9.11) et occupe la 1ère position plus fréquemment que ces derniers (figure 9.16). Cela étant dit, la préférence globale pour ce scénario est plus nette pour le critère « identité locale » que pour la « qualité de l'écosystème ».

Lorsque l'évaluation porte sur les « revenus générés par la forêt », le scénario **(RE)COLONISATION** est globalement le plus souhaitable aux yeux des acteurs. Ce scénario surclasse le plus souvent les autres futuribles (encadré 9.11) et est premier dans la moitié classements considérés (figure 9.16).

Lorsque le critère retenu est la « confiance et [le niveau de] participation », alors le scénario **DOMESTICATION** est considéré globalement le plus souhaitable par les acteurs. Ce scénario surclasse le plus souvent les deux autres futuribles (encadré 9.11) et occupe la 1ère position plus souvent que nul autre « avenir du feu » (figure 9.16). L'écart entre ce scénario et l'**ADAPTATION** est cependant minime (voir encadré 9.11). Il s'agit d'ailleurs du plus petit écart entre deux scénarios classés premier et deuxième (tous critères d'évaluation confondus). Il sera donc intéressant de vérifier si cette préférence globale est confirmée ou pas au 2ème niveau d'exploration et dans un cas comme dans l'autre, d'analyser les arguments sur lesquels repose cette préférence (voir section 9.4).

Enfin, lorsque l'évaluation porte sur le niveau de « protection » ou sur la « viabilité financière », le scénario le plus valorisé dépend du principe de comparaison retenu : si l'on se base sur les comparaisons deux à deux (encadré 9.11), le scénario **(RE)COLONISATION** est le plus valorisé pour les deux critères ; si l'on se base sur le nombre de fois où ces scénarios sont classés premiers (figure 9.16), le scénario **ADAPTATION** est alors le plus apprécié (pour un critère comme pour l'autre).

Tableau 9.2 : Scénarios globalement considérés les plus souhaitables (par critère et par dimension)

	ECONOMIQUE	SOCIAL	NATUREL
ECONOMIQUE	Viabilité financière (RE)COLONISATION ADAPTATION		
SOCIAL	Protection (RE)COLONISATION ADAPTATION	Confiance et participation DOMESTICATION	
NATUREL	Revenus générés par la forêt (RE)COLONISATION	Identité locale ADAPTATION	Qualité de l'écosystème ADAPTATION

Source : auteur

Le tableau 9.2 souligne la pertinence d'une approche multidimensionnelle et multicritère pour l'analyse du « problème » du feu dans les Maures. Comme on peut l'observer sur ce tableau, le jugement global des scénarios construits avec les acteurs dépend largement de la dimension (ou sphère) considérée et du critère retenu. Ainsi, le scénario **(RE)COLONISATION** est particulièrement valorisé par les acteurs locaux lorsque l'exploration se focalise sur la dimension économique (aussi bien à l'intérieur de cette dimension que sur les interfaces avec les autres dimensions considérées). Le scénario **ADAPTATION** reçoit, lui, le plus de soutien lorsque l'exploration porte sur la dimension naturelle. Ce futurible est également valorisé dans la dimension économique (ce résultat peut surprendre à la lumière des réactions suscitées chez les acteurs par la version préliminaire de ce scénario ; voir sous-section 6.1.2). Enfin, le scénario **DOMESTICATION** est globalement le plus souhaitable dans la dimension sociale.

9.4 Présentation des résultats obtenus au 2ème niveau d'exploration (à travers les indicateurs)

Une fois présentés et analysés les résultats obtenus au 1er niveau d'exploration (à travers les critères), nous présentons dans cette nouvelle section l'analyse des résultats collectés sur le terrain et concernant le 2ème niveau d'exploration (à travers les indicateurs). Les objectifs de la section 9.4 sont :

(i) vérifier la robustesse des résultats analysés au 1er niveau d'exploration;

(ii) mieux comprendre ces résultats en étudiant et en structurant les arguments mobilisés par chaque catégorie d'acteurs ;

(iii) proposer une plateforme de discussion et de réflexion au sein de laquelle les acteurs et/ou les décideurs peuvent visualiser l'ensemble de perspectives et d'arguments mobilisées autour de la problématique de feu.

Pour ce faire, nous procéderons critère par critère (les détails méthodologiques sont présentés dans la sous-section 9.2.2). Nous conclurons, comme nous l'avons fait pour la section précédente, par une mise en commun des résultats et par la présentation de plusieurs enseignements généraux.

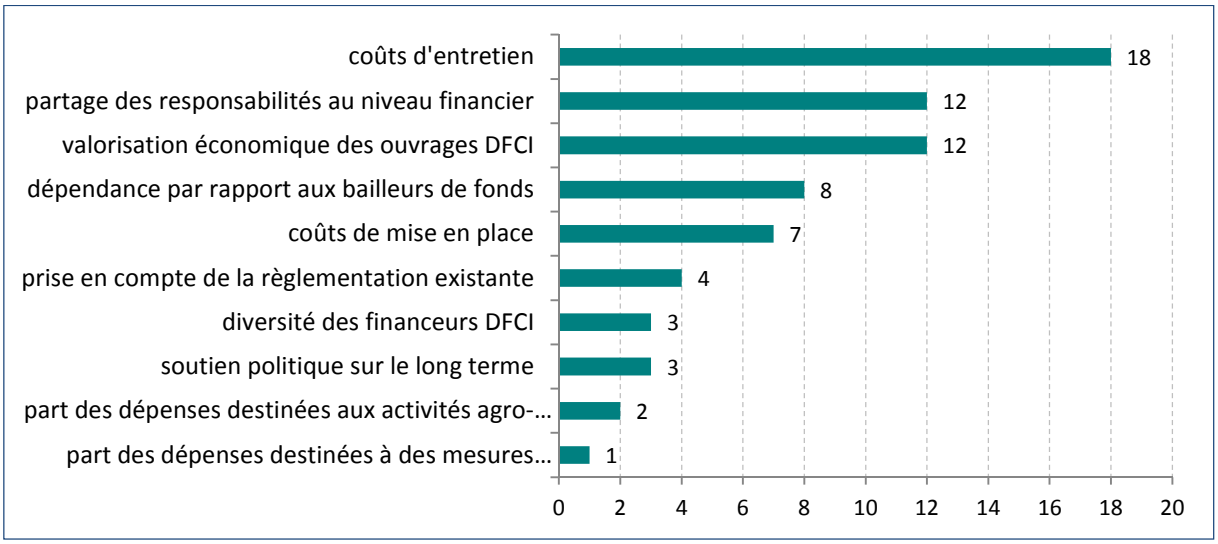
9.4.1 La viabilité financière

9.4.1.1 Analyse globale

Au total, les participants à la phase d'exploration ont utilisé 10 indicateurs différents pour appréhender le critère « viabilité financière ». Comme on peut le constater sur la figure 9.17(a), les indicateurs le plus souvent utilisés sont : les « coûts d'entretien » (utilisé 18 fois, soit par 75 % des participants) ; le « partage des responsabilités au niveau financier » (utilisé par 12 participants ; 50 %) et « la valorisation économique des ouvrages DFCI » (utilisé également par 12 participants)[24]. La majorité des acteurs appréhendent donc le critère « viabilité financière » à travers une perspective de long terme (ainsi le démontrent les références à l'entretien des parades et à leur valorisation économique) et se soucient principalement des dépenses nécessaires à la conservation et à la remise en état des parades déployées dans chacun des « avenirs du feu ».

[24] Rappelons que les participants ont choisi plusieurs indicateurs pour évaluer chaque critère d'évaluation et que ces indicateurs sont restés inchangés pour les 4 scénarios (même si les participants avaient la possibilité de choisir des indicateurs différents pour évaluer un même critère dans chacun des scénarios).

Figure 9.17(a) : Indicateurs utilisés pour définir et évaluer le critère « viabilité financière » (toutes catégories d'acteurs confondues)

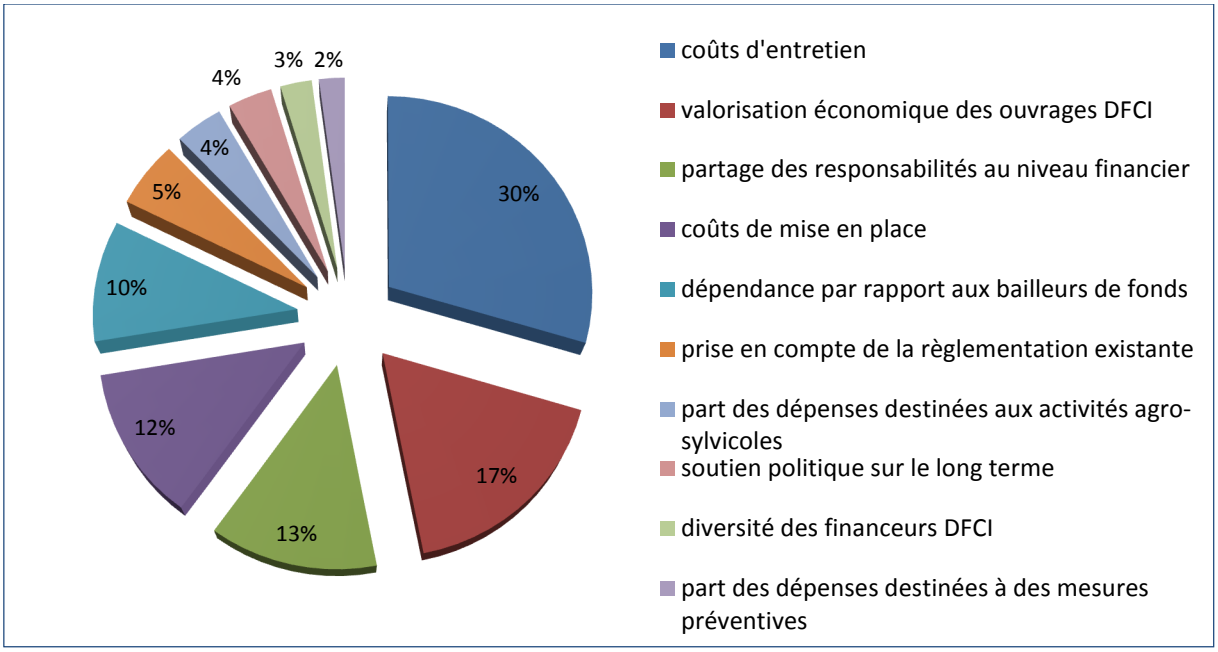


Source : auteur

En termes d'importance relative (on considère ici les poids attribués par chaque catégorie d'acteurs aux indicateurs mobilisés par rapport au critère « viabilité financière »), les « coûts d'entretien » ont un poids notoire et expliquent à eux seuls environ 30% des jugements émis par l'ensemble des participants (voir figure 9.17(b) sur la page suivante). Il s'agit d'ailleurs de l'indicateur ayant le plus grand pourcentage d'importance relative (tous critères confondus) Ce résultat confirme les observations réalisées lors de notre analyse institutionnelle et plus concrètement, les craintes repérées sur le terrain par rapport au manque d'entretien actuel de la plupart des ouvrages dans les Maures et le besoin structurel de fonds pour les entretenir (chapitres 5 et 8). Ce résultat peut être illustré à travers la comparaison de l'importance relative attribuée aux « coûts d'entretien » et de celle associée aux « coûts de mise en place » (celle-ci est quasiment trois fois moins élevée).

Ont aussi une importance relative considérable la « valorisation économique des ouvrages DFCI » (17%), le « partage des responsabilités au niveau financier » (13%), les « coûts de mise en place » (12%) et la « dépendance par rapport aux bailleurs de fonds » (10%). Ces 5 indicateurs représentent à eux seuls 82 % des jugements émis par rapport à la « viabilité financière ».

Figure 9.17(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés par rapport au critère « viabilité financière » (toutes catégories d'acteurs confondues)



Source : auteur

9.4.1.2 Analyse par catégorie d'acteurs

En ce qui concerne la sélection des indicateurs et leur pondération par les différentes catégories d'acteurs, la figure 9.17(c) (voir page suivante) illustre plusieurs résultats intéressants :

(i) les « coûts d'entretien » sont le seul indicateur mobilisé par toutes et chacune des catégories d'acteurs. Le poids que celles-ci attribuent à cet indicateur est par ailleurs généralement élevé (plus de 30 % pour 6 des 8 catégories d'acteurs). Seules les catégories « habitants en forêt » et « municipalités » lui attribuent un poids inférieur (15% et 11% respectivement). Notons que pour ces deux catégories d'acteurs, aucun autre indicateur n'atteint une importance relative supérieure à 30% (le poids total attribué au critère « viabilité financière » y est donc particulièrement disséminé).

(ii) Aux yeux des acteurs, la « viabilité financière » de la gestion du feu dépend non seulement des exigences techniques et financières inhérentes à chacun des scénarios, mais aussi des choix politiques et de l'engagement plus ou moins important des institutions publiques et des principaux bailleurs de fonds. A ce sujet, il est important de préciser que l'agrégation des poids attribués aux indicateurs « diversité des financeurs DFCI » (3%), « soutien politique sur le long terme » (4%), « dépendance par rapport aux bailleurs de fonds » (10%) et « partage des responsabilités au niveau financier » (13%), tous relatifs à cette dimension du problème, se traduit par une importance relative globale d'environ 30 % (comparable donc à celle des « coûts d'entretien »).

(iii) L'importance accordée aux « coûts d'entretien » est systématiquement supérieure ou égale à celle attribuée aux « coûts de mise en place », ce qui souligne encore plus la priorité donnée au long terme et la crainte générale déjà évoquée de se retrouver dans des impasses budgétaires et face à des ouvrages mal entretenus et fortement combustibles.

(iv) Enfin, il est important de remarquer le fait que très peu d'acteurs associent explicitement la « viabilité financière » à la façon dont le budget total de protection est partagé entre les activités de prévention et celles de lutte (voir chapitre 3). En effet, tel qu'on peut le constater sur la figure 9.17(c), seuls les « associations de protection de la nature » et les « services de l'Etat » utilisent des indicateurs faisant référence à cet arbitrage budgétaire.

Figure 9.17(c) : Sélection et pondération des indicateurs opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs pour le critère « viabilité financière »

	Agriculteurs en forêt	Associations de protection de la nature	CG 83	Chargés de PIDAF	Habitants en forêt	Municipalités	Propriétaires forestiers	Services de l'Etat
part des dépenses destinées à des mesures préventives		0,167						
part des dépenses destinées aux activités agro-sylvicoles		0,167						0,146
soutien politique sur le long terme		0,167			0,274	0,123		
diversité des financeurs DFCI						0,111	0,095	
prise en compte de la règlementation existante		0,167						
dépendance par rapport aux bailleurs de fonds	0,278			0,222	0,083	0,111		0,1
coûts de mise en place			0,333	0,111		0,111	0,245	0,2
valorisation économique des ouvrages DFCI	0,306		0,333	0,222	0,213	0,198	0,119	
partage des responsabilités au niveau financier	0,11			0,099	0,274	0,235	0,171	0,146
coûts d'entretien	0,306	0,34	0,333	0,346	0,155	0,111	0,369	0,408
	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Source : auteur

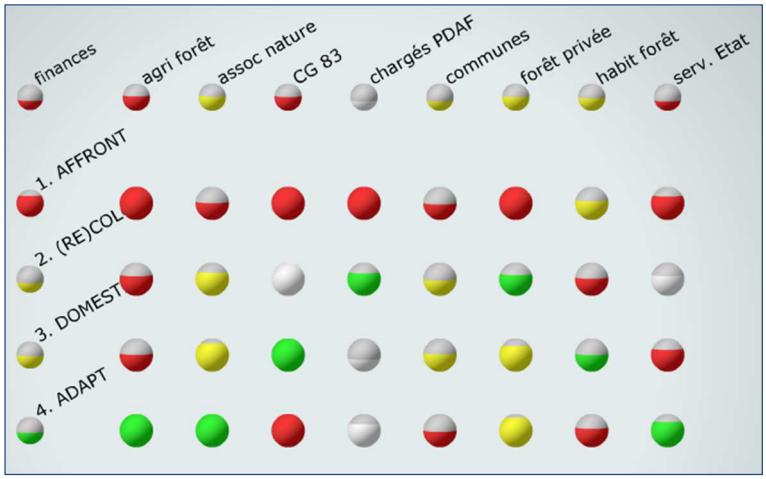
L'analyse des jugements émis par les acteurs à travers les indicateurs mobilisés par rapport à la « viabilité financière » permet de réaliser plusieurs constats (voir figure 9.17(d) sur la page suivante) :

(i) le scénario **AFFRONTEMENT** est jugé défavorablement par la quasi-totalité des acteurs (seul le jugement des « habitants en forêt » n'est pas majoritairement négatif). Ce résultat confirme celui obtenu au premier niveau d'analyse (à travers les critères d'évaluation).

(ii) Trois catégories d'acteurs manifestent une préférence claire pour le scénario **ADAPTATION** en termes de « viabilité financière ». Ces catégories sont : les « agriculteurs en forêt », les « associations de protection de la nature » et les « services de l'Etat ». Les indicateurs mobilisés par ces acteurs et les poids que ces derniers attribuent diffèrent cependant d'un cas à l'autre (au-delà de l'importance majoritairement accordée au critère « coûts d'entretien » ; voir figure 9.17(c)). Ainsi, la « valorisation

économique des ouvrages DFCI », constitue par exemple l'indicateur le plus important aux yeux des « agriculteurs en forêt » (avec un poids d'environ 30%)[25], mais n'est considéré par aucune des deux autres catégories d'acteurs. De façon analogue, le critère « coûts de mise en place » est considéré le deuxième le plus important par les « services de l'Etat » (après les « coûts d'entretien »), mais n'est même pas sélectionné par les deux autres catégories. Bref, ces acteurs émettent tous un jugement globalement positif pour ce scénario en termes de « viabilité financière », mais les raisons sont significativement différentes (il s'agit donc d'un exemple d'ambiguïté interprétative ; voir encadré 9.12 sur la page suivante).

Figure 9.17(d) : Jugements des scénarios à travers les indicateurs mobilisés par rapport au critère d'évaluation « viabilité financière »



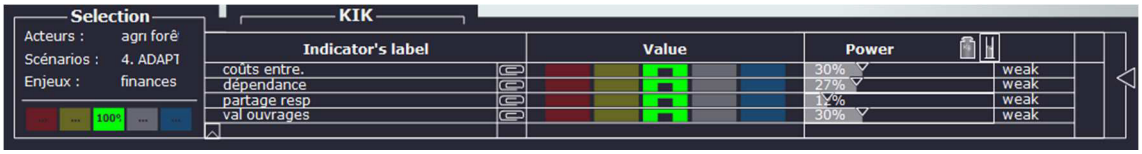
Source : auteur

(iii) Les cinq autres catégories d'acteurs préfèrent un autre scénario à l'**ADAPTATION**. Le « Conseil Général » et les « habitants en forêt » émettent par exemple des jugements particulièrement favorables vis-à-vis de la **DOMESTICATION**. Les « chargés de PIDAF » et les « propriétaires forestiers » préfèrent, eux, le scénario **(RE)COLONISATION**. On notera par ailleurs que ces acteurs mobilisent tous des indicateurs différents et qu'il n'existe pas de correspondances manifestes entre les jugements émis et les indicateurs sélectionnés.

[25] L'importance de cet indicateur est identique de celle attribuée aux « coûts d'entretien ».

Encadré 9.12 : Illustration à travers la « Matrice de Délibération » d'un cas d'ambigüité interprétative (jugements émis par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « viabilité financière »)

Jugements établis par les « agriculteurs en forêt » par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « viabilité financière »



Jugements établis par les « associations de protection de la nature » par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « viabilité financière »

Jugements établis par les « services de l'Etat » par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « viabilité financière »

Source : auteur

(iv) L'exploration des scénarios à travers les indicateurs (2ème niveau d'analyse) confirme donc les résultats obtenus préalablement à travers l'analyse par critère d'évaluation (1er niveau d'analyse) : il n'existe pas une préférence globale claire en termes de « viabilité financière » pour l'un des quatre scénarios (seul peut être détaché le scénario **AFFRONTEMENT** pour son évaluation globalement négative). Il s'agit d'un critère perçu comme étant relativement incertain (4 cellules coloriées en blanc) et par rapport auquel les jugements des acteurs sur la performance de son indicateur principal (les « coûts d'entretien ») sont indiscutablement hétérogènes. Comme on l'a vu par ailleurs, les arguments choisis au-delà de cet indicateur dominant diffèrent d'un cas à l'autre et sont à l'origine de situations d'ambigüité interprétative renforçant ainsi l'indétermination liée à l'incertitude.

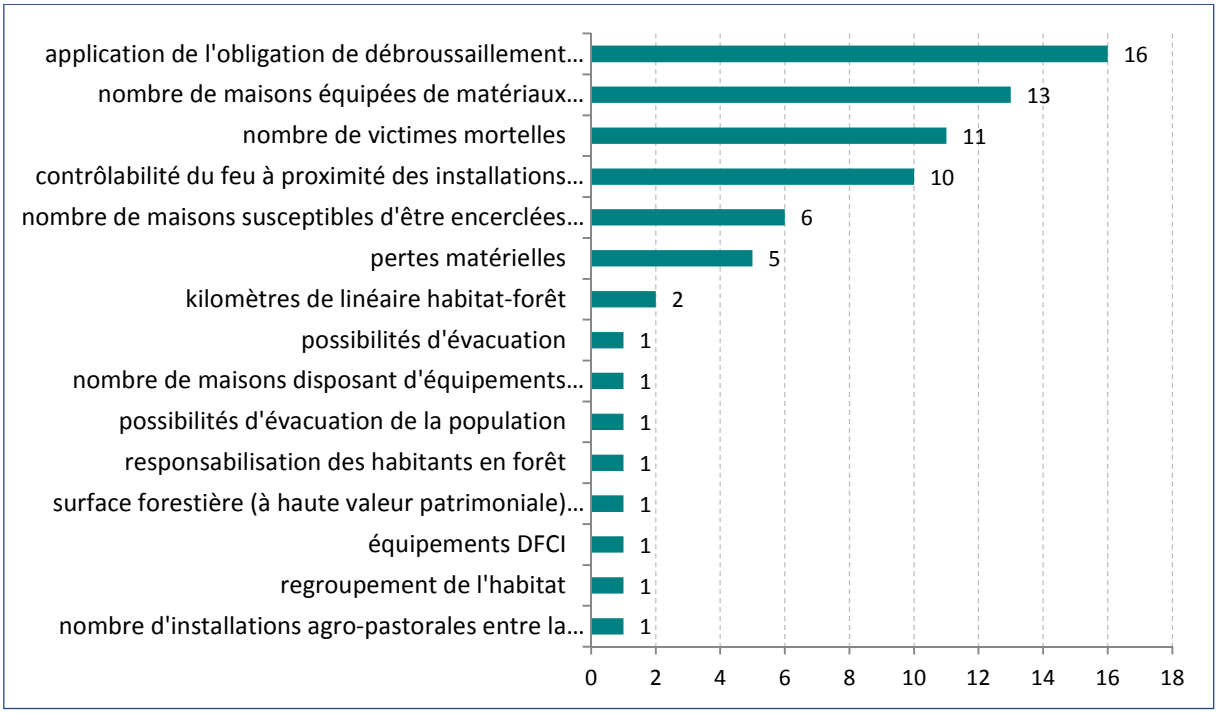
9.4.2 La protection des biens et des personnes

9.4.2.1 Analyse globale

Comme on peut le constater sur la figure 9.18(a), le critère « protection » suscite la mobilisation de pas moins de 15 indicateurs[26] parmi lesquels les plus fréquemment utilisés sont : « l'application de l'Obligation Légale de Débroussaillement (OLD) autour des maisons » (utilisé par 16 participants, soit 66% du total), le « nombre de maisons équipées de matériaux résistants au feu » (utilisé par 13 participants, soit 54%), le « nombre de victimes mortelles » (utilisé par 11 participants, soit 46%) et la « contrôlabilité du feu à proximité des installations humaines » (utilisé par 10 participants, soit 42%).

Par ailleurs, jusqu'à 8 indicateurs sont utilisés que par un seul et unique participant ; un résultat que l'on n'observe pour nul autre critère d'évaluation et qui illustre la diversité d'arguments et de concepts auxquels les acteurs ont recours pour raisonner en termes de « protection ».

Figure 9.18(a) : Indicateurs utilisés pour évaluer le critère « protection »
(toutes catégories d'acteurs confondues)



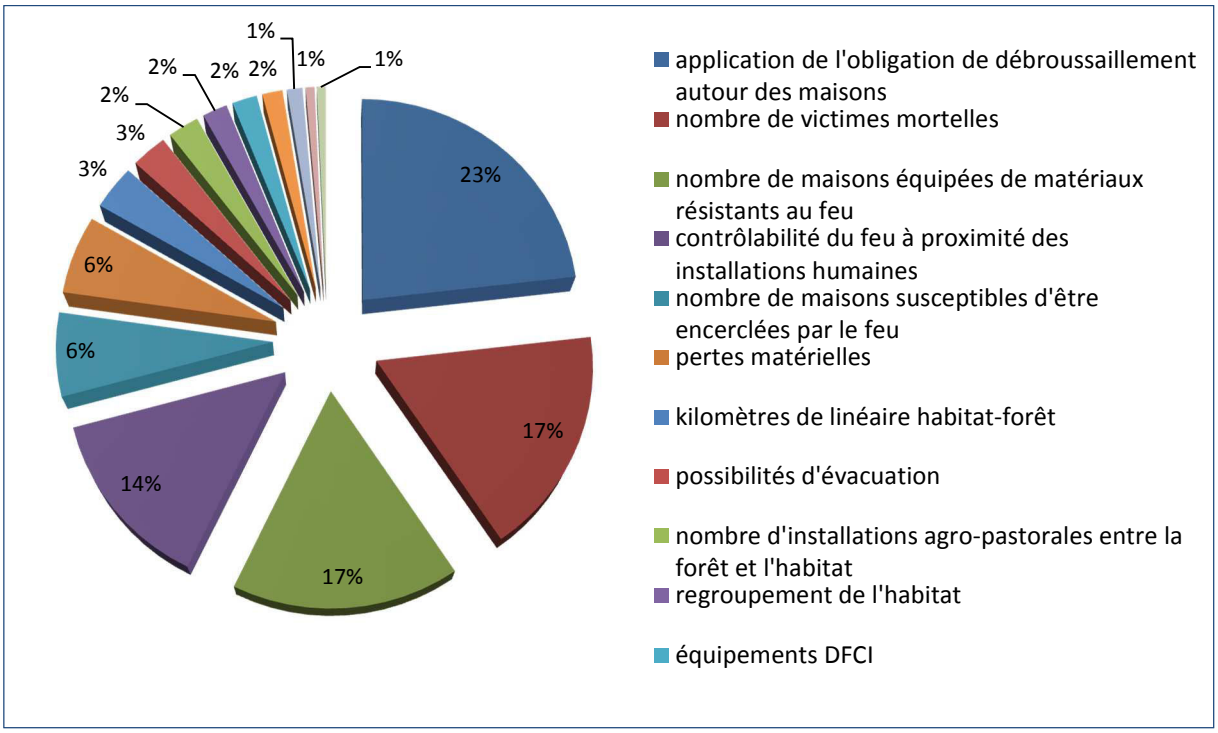
Source : auteur

En ce qui concerne l'importance relative de ces indicateurs (voir figure 9.18(b) sur la page suivante), « l'application de l'OLD autour des maisons » représente à elle seule 23% des jugements émis en termes de « protection ». Par ailleurs, les quatre indicateurs le plus souvent utilisés représentent environ 71% de ces jugements. Il est important de noter que parmi ces quatre indicateurs, deux concernent explicitement le niveau d'exposition des habitations en forêt, responsabilisant ainsi directement leurs occupants et/ou leurs propriétaires (il s'agit de « l'application de l'OLD autour des maisons » et du « nombre de maisons équipées de matériaux résistants au feu »). Ces deux

[26] Il s'agit du critère pour lequel le nombre d'indicateurs mobilisés est le plus élevé.

indicateurs représentent environ 40% de l'importance totale du critère « protection » (ces deux indicateurs sont d'ailleurs les plus fréquemment utilisés ; voir figure 9.18(a) sur la page précédente). Au contraire, peu d'indicateurs font référence au phénomène du mitage en forêt. Globalement donc, les acteurs du feu dans les Maures semblent associer davantage le niveau de protection des biens et des personnes au comportement des habitants en forêt (débroussaillement, choix de matériaux, etc.) qu'à leur seule présence en milieu forestier ou à la plus ou moins grande dispersion de l'habitat.

Figure 9.18(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés pour évaluer la « protection » (toutes catégories d'acteurs confondues)



Source : auteur

9.4.2.2 Analyse par catégorie d'acteurs

L'analyse de la sélection des indicateurs et des pondérations opérées par chaque catégorie d'acteurs (voir figure 9.18(c) sur la page suivante) permet de tirer plusieurs enseignements :

(i) Mise à part la catégorie « services de l'Etat », aucune autre catégorie d'acteurs n'attribue un coefficient supérieur à 30% à l'indicateur « nombre de victimes mortelles ». Ce résultat, qui peut sembler à première vue contre-intuitif, confirme cependant un des résultats obtenus à travers notre analyse institutionnelle : à savoir, la volonté générale de « *dédramatiser* » le phénomène du feu (sans pour autant ignorer la gravité de certains impacts) et de ne pas limiter l'appréhension de la problématique aux seuls « *feux catastrophe* ».

(ii) Contrairement à ce qui a été observé pour le critère « viabilité financière », il n'existe pas pour le critère « protection » un indicateur prépondérant étant systématiquement sélectionné et étant considéré le plus important par la plupart des catégories d'acteurs. L'indicateur recevant

l'importance relative la plus élevée (l'« application de l'OLD autour des maisons ») est choisi par 7 catégories d'acteurs mais n'est considéré l'indicateur le plus important « que » par 3 catégories.

Figure 9.18(c) : Sélection des indicateurs et pondérations opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis du critère « protection »

	Agriculteurs en forêt	Associations de protection de la nature	CG 83	Chargés de PIDAF	Habitants en forêt	Municipalités	Propriétaires forestiers	Services de l'Etat
nombre d'installations agro-pastorales entre forêt et habitat		0,192						
regroupement de l'habitat		0,154						
équipements DFCI		0,154						
surface forestière (à haute valeur patrimoniale) parcourue par le feu		0,125						
responsabilisation des habitants en forêt						0,055		
possibilités d'évacuation de la population						0,055		
nombre de maisons disposant d'équipements d'autodéfense							0,095	
possibilités d'évacuation								0,222
kilomètres de linéaire habitat-forêt				0,167			0,111	
pertes matérielles	0,111	0,125				0,111		0,14
nombre de maisons susceptibles d'être encerclées par le feu				0,214	0,083	0,111	0,111	
contrôlabilité du feu à proximité des installations humaines	0,19		0,333	0,103	0,244	0,111		0,111
nombre de victimes mortelles	0,111	0,25		0,278	0,167	0,111	0,111	0,367
nombre de maisons équipées de matériaux résistants au feu	0,238		0,333		0,234	0,198	0,317	
application de l'O.L.D.	0,349		0,333	0,239	0,272	0,247	0,254	0,16
	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Source : auteur

iii) Comme nous l'avons déjà indiqué lorsque nous avons analysé la fréquence d'utilisation des indicateurs, très peu d'acteurs associent explicitement le niveau de protection des biens et des personnes à l'habitat dispersé en forêt. Les poids attribués aux indicateurs concernés (à savoir, le « nombre de maisons susceptibles d'être encerclées par le feu » et le « regroupement de l'habitat ») reçoivent aussi des pondérations relativement basses. Aux yeux des acteurs, l'intensification du mitage en forêt n'implique donc pas forcément une diminution du niveau de protection (les participants ne sont pas pour autant favorables au développement de l'habitat en forêt, celui-ci pouvant être perçu négativement selon d'autres critères d'évaluation). Ce résultat s'explique, selon les catégories d'acteurs, par : (i) l'efficacité des sapeurs-pompiers lorsqu'il s'agit de protéger les

maisons menacées par le feu ; (ii) l'efficacité des activités de prévention menées par les habitants en forêt ; (iii) l'efficacité des ouvrages DFCI sur les zones d'Interface Habitat-Forêt (IFH).

L'analyse des jugements des acteurs pour ces 15 indicateurs (voir figure 9.18(d) ci -dessous) met en évidence plusieurs résultats importants :

(i) le scénario **(RE)COLONISATION** est globalement le mieux évalué par les acteurs ayant participé à l'évaluation. En effet, jusqu'à 3 catégories d'acteurs jugent positivement ce scénario et aucune autre catégorie ne le juge négativement. Par ailleurs, une seule catégorie considère ce futurible moins performant en termes de « protection » que l'un des trois autres scénarios (il s'agit des « agriculteurs en forêt », qui plébiscitent globalement le scénario **ADAPTATION** indépendamment du critère d'évaluation). Le fait que ce scénario, basé principalement sur le développement d'activités économiques en milieu forestier, soit globalement préféré en termes de « protection » (et notamment à l'**AFFRONTEMENT**) constitue un résultat important de notre recherche et pourrait orienter certains choix de gestion dans les années à venir.

(ii) Malgré la préférence globale des participants pour le scénario de **(RE)COLONISATION**, ce dernier est loin de faire l'unanimité : en effet, le jugement émis à son égard par plus de la moitié des acteurs est moyen (jaune) ou indéterminé (blanc). La considération de certains éléments des scénarios **DOMESTICATION** et **ADAPTATION** paraît donc pertinente et devrait permettre d'obtenir une meilleure acceptabilité sociétale.

Figure 9.18(d) : Résultats (par catégorie d'acteurs) des jugements émis à travers les indicateurs mobilisés pour le critère d'évaluation « protection »

Source : auteur

(iii) Les acteurs associent un degré d'incertitude relativement important au critère « protection » (nous comptons 6 jugements indéterminés représentés à travers des cellules blanches dans la « *Matrice de Délibération* »). Ce constat concerne particulièrement la catégorie « services de l'Etat », pour qui il est manifestement impossible de juger les scénarios selon ce critère.

(iv) Le critère « protection » suscite plusieurs cas d'ambigüité interprétative. Les « associations de protection de la nature » et les « habitants en forêt » jugent par exemple tous les deux négativement l'**AFFRONTEMENT** mais le font pour des raisons très différentes (voir encadré 9.13).

Encadré 9.13 : Illustration d'un cas d'ambigüité interprétative par rapport à l'enjeu « protection »

Jugements établis par les « associations de protection de la nature » par rapport au scénario AFFRONTEMENT et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « protection »

Jugements établis par les « habitants en forêt » par rapport au scénario AFFRONTEMENT et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « protection »

Source : auteur

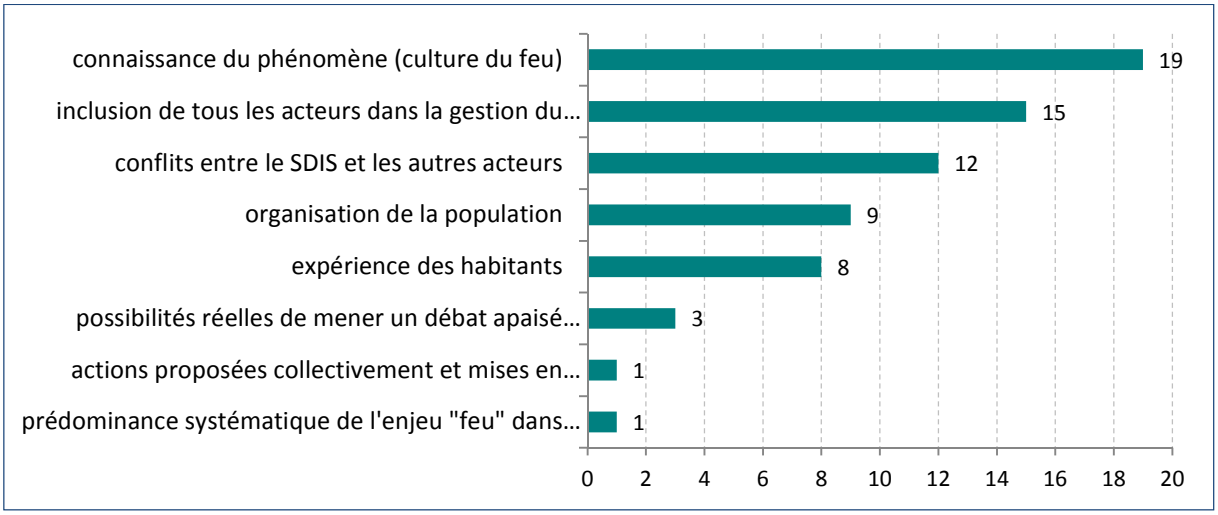
Comme on peut le constater sur les captures d'écran présentées ci-dessus, les « habitants en forêt » jugent défavorablement le scénario **AFFRONTEMENT** principalement parce qu'à leurs yeux, celui-ci ne garantit ni la mise en place d'actions de prévention chez les particuliers (l'OLD et l'installation d'équipements résistants au feu représentent environ 50% de leur jugement en termes de protection), ni une gestion convenable des zones combustibles dans l'IFH. De leur côté, les « associations de protection de la nature » jugent défavorablement ce même scénario en utilisant pour cela plusieurs arguments parmi lesquels le (non) regroupement de l'habitat (un argument fortement contesté par les « habitants en forêt » ; voir chapitre 8).

9.4.3 Confiance et participation

9.4.3.1 Analyse globale

Au total, et comme on peut le constater sur la figure 9.19(a), les acteurs n'utilisent que 8 indicateurs différents pour évaluer le critère « confiance et participation ». Il s'agit du nombre d'indicateurs mobilisés le moins élevé (tous critères confondus). Parmi ces critères, la « culture du feu » est le plus fréquemment utilisé (19 participants, soit 79%)[27]. Sont aussi très souvent utilisés l'« inclusion de tous les acteurs dans la gestion du phénomène » (15 participants, soit 62%), et les « conflits entre le SDIS et les autres acteurs » (12 participants, soit 50%). Pour la moitié des participants, la confiance mutuelle autour de la gestion du feu et le niveau de participation passent donc par la résolution (ou tout au moins par l'explicitation) des conflits existant entre le corps de Sapeurs-Pompiers et les autres acteurs concernés par la problématique.

Figure 9.19(a) : Indicateurs utilisés pour évaluer le critère « confiance et participation » (toutes catégories d'acteurs confondues)

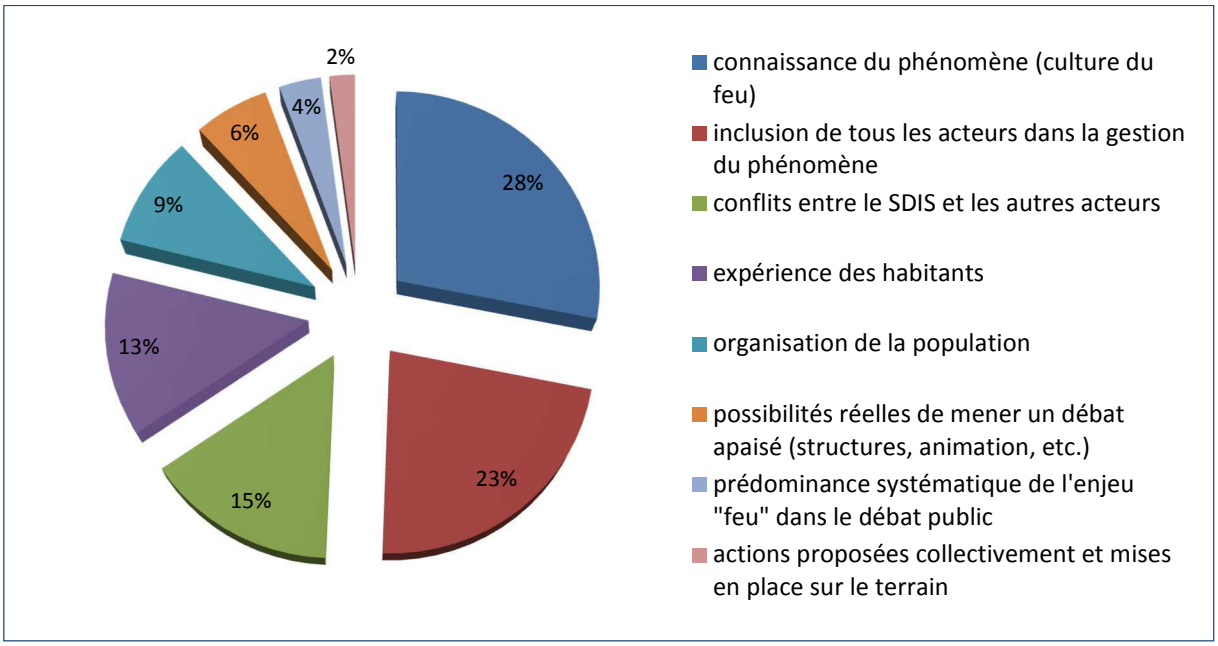


Source : auteur

En termes d'importance relative (voir figure 9.19(b) sur la page suivante), les trois indicateurs déjà évoqués représentent 66% des jugements établis par rapport au critère « confiance et participation ». Si l'on y ajoute l'« expérience des habitants » et l'« organisation de la population », on atteint alors une importance relative de 88% pour seulement 5 indicateurs.

[27] Il s'agit de l'indicateur le plus utilisé tous critères confondus.

Figure 9.19(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « confiance et participation » (toutes catégories d'acteurs confondues)



Source : auteur

9.4.3.2 Analyse par catégorie d'acteurs

Malgré l'homogénéité apparente des significations attribués au critère « confiance et participation », celui-ci se caractérise aussi par une diversité importante d'indicateurs « dominants » (autrement dit, d'indicateurs recevant le plus grand poids relatif au sein d'une même catégorie d'acteurs). Comme on peut le constater sur la figure 9.19(c) (voir page suivante), en effet, jusqu'à 6 indicateurs différents sont dominants pour au moins une catégorie d'acteurs. Bref, si les choix des indicateurs mobilisés pour ce critère sont plutôt semblables d'une catégorie à l'autre, l'importance que les acteurs attribuent à ces indicateurs est, elle, très variable.

Notons par ailleurs que seul l'indicateur « inclusion de tous les acteurs dans la gestion du phénomène » est utilisé par toutes les catégories d'acteurs. La « culture du feu » est, elle, mobilisée par 7 catégories sur 8 (seules les « associations de protection de la nature » ne l'utilisent pas).

Par ailleurs, pour deux catégories d'acteurs, un indicateur domine de façon particulièrement évidente (avec un poids relatif supérieur à 40%) : il s'agit du niveau d' « expérience des habitants », plébiscité par les « agriculteurs en forêt », et de la « culture du feu », clairement priorisé par les « propriétaires forestiers ».

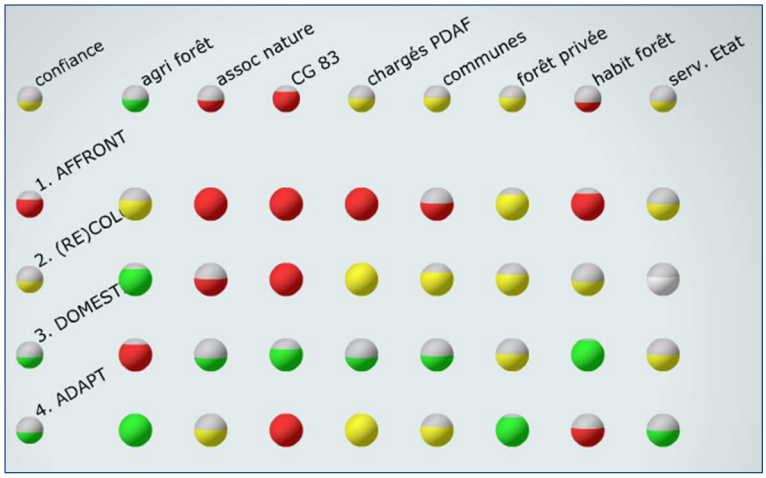
Figure 9.19(c) : Sélection des indicateurs et pondérations opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis du critère « confiance et participation »

	Agriculteurs en forêt	Associations de protection de la nature	CG 83	Chargés de PIDAF	Habitants en forêt	Municipalités	Propriétaires forestiers	Services de l'Etat
prédominance systématique de l'enjeu "feu" dans le débat public		0,278						
actions proposées collectivement et mises en place sur le terrain		0,167						
possibilités réelles de mener un débat apaisé (structures, animation, etc.)		0,333				0,049		0,115
expérience des habitants	0,414		0,333	0,21	0,067	0,049		
organisation de la population					0,19	0,238	0,225	0,091
conflits entre le SDIS et les autres acteurs				0,278	0,352	0,222	0,111	0,227
inclusion de tous les acteurs dans la gestion du phénomène	0,19	0,222	0,333	0,123	0,071	0,235	0,251	0,374
connaissance du phénomène (culture du feu)	0,396		0,333	0,389	0,319	0,206	0,412	0,192
	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Source : auteur

Enfin, pour ce qui est des jugements émis par les acteurs à travers les 8 indicateurs répertoriés (voir figure 9.19(d) ci-dessous), l'**ADAPTATION** et la **DOMESTICATION** obtiennent les jugements les plus favorables.

Figure 9.19(d) : Résultats (par catégorie d'acteurs) des jugements émis à travers les indicateurs mobilisés pour le critère d'évaluation « confiance et participation »



Source : auteur

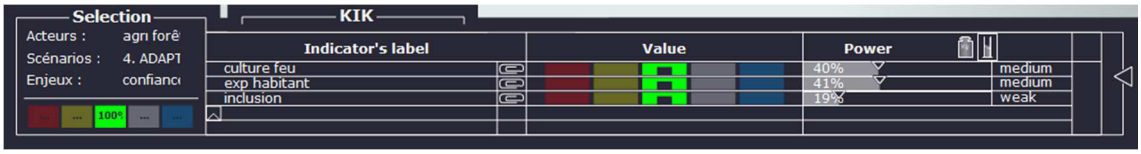
Comme on peut le constater sur la coupe de la « *Matrice de Délibération* » présentée ci-dessus, la **DOMESTICATION** est préférée à tous les autres scénarios par 5 catégories d'acteurs différentes. Elle reçoit par ailleurs 5 jugements globalement positifs (notons cependant le pourcentage très bas de couleur verte pour plusieurs des cellules concernées, illustrant donc des jugements variables selon les indicateurs mobilisés). Ce résultat confirme donc globalement celui obtenu au 1er niveau d'analyse et soulignant déjà une préférence pour ce scénario (et en moindre mesure, pour l'**ADAPTATION**). On peut donc affirmer que pour l'ensemble des participants, une plus grande acceptation du feu et une participation accrue des forestiers à la gestion du feu constituent des vecteurs de confiance mutuelle entre les acteurs et garantit un contexte favorable à l'inclusion de l'ensemble des acteurs dans la gestion du phénomène.

Enfin, précisons que la lecture simultanée des figure 9.19(c) et 9.19(d) ne permet pas d'identifier d'éventuelles correspondances entre la sélection d'indicateurs, leur pondération et les jugements émis. Le critère « confiance et participation » suscite donc des situations d'ambigüité interprétative, avec des jugements identiques basés sur des arguments, eux, significativement différents. Un exemple de ce genre de situations est donné par les catégories d'acteurs préférant le scénario **ADAPTATION** (à savoir, les « agriculteurs en forêt », les « propriétaires forestiers » et les « services de l'Etat »). Comme on peut le remarquer sur la figure 9.18(c), les « agriculteurs en forêt » considèrent l'« expérience des habitants » comme l'indicateur le plus important, alors que ce même argument n'est même pas utilisé par aucune des deux autres catégories d'acteurs.

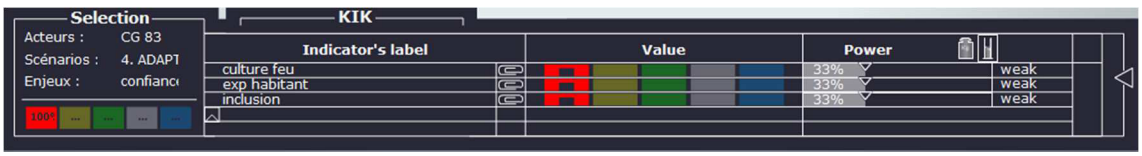
Il existe aussi pour ce critère des situations où deux catégories d'acteurs attribuent des significations similaires à un même critère mais émettent des jugements diamétralement opposés par rapport à sa performance. C'est le cas par exemple des « agriculteurs en forêt » et du « Conseil Général », sélectionnant des indicateurs identiques et les pondérant de manière assez semblables, mais émettant des jugements sur la performance de ces indicateurs complètement différents (exemple d'ambigüité normative). Nous illustrons cette situation à travers deux captures d'écran affichant la composition des cellules correspondantes dans la « *Matrice de Délibération* » (voir encadré 9.14)

Encadré 9.14 : Illustration d'un cas d'ambigüité normative (enjeu « confiance et participation »)

Jugements établis par les « agriculteurs en forêt » par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « confiance et participation »



Jugements établis par le « Conseil Général » par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « confiance et participation »



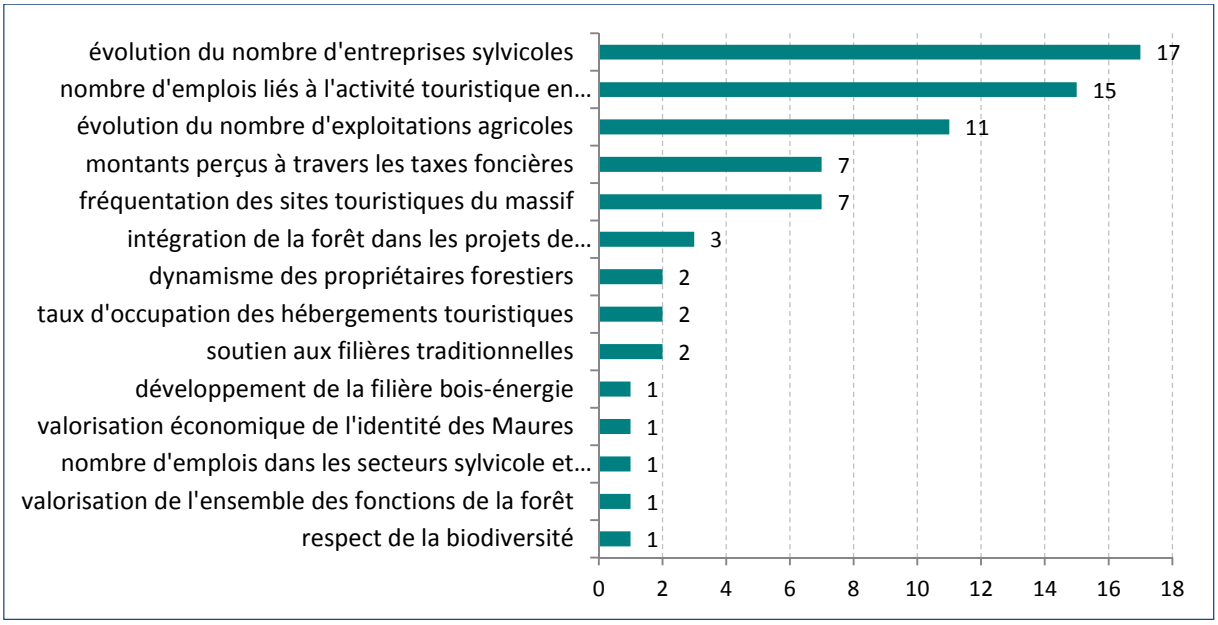
Source : auteur

9.4.4 Les revenus générés par la forêt

9.4.4.1 Analyse globale

Le critère « revenus générés par la forêt » suscite l'utilisation de 14 indicateurs (voir figure 9.20(a) ci-dessous). Parmi ces indicateurs, trois sont mobilisés particulièrement souvent par les participants : le « nombre d'entreprises sylvicoles » (utilisé par 17 participants, soit 71%), le « nombre d'emplois liés à l'activité touristique en forêt » (utilisé par 15 participants, soit 62%) et le « nombre d'exploitations agricoles » (utilisé par 11 participants, soit un peu moins de la moitié). Comme on peut le constater, ces indicateurs font référence à trois activités économiques différentes parmi lesquelles deux relèvent du secteur primaire et une du secteur tertiaire).

Figure 9.20(a) : Indicateurs utilisés pour évaluer le critère « revenus générés par la forêt » (toutes catégories d'acteurs confondues)



Source : auteur

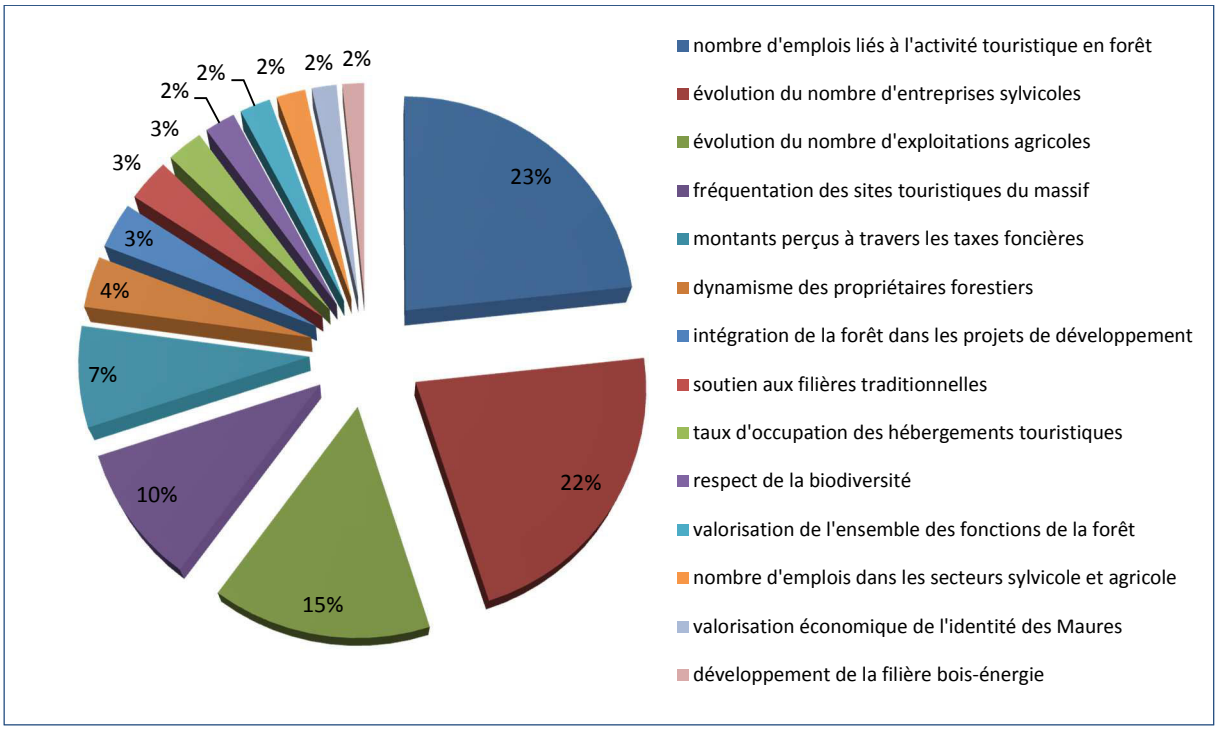
En termes d'importance relative (voir figure 9.20(b) sur la page suivante), les trois indicateurs cités plus haut représentent 60% des jugements émis en termes de « revenus générés par la forêt ». Si l'on ajoute à ces indicateurs les « montants perçus à travers les taxes foncières » et la « fréquentation des sites touristiques du massif », l'importance relative de ces 5 indicateurs représente à peu près trois quarts du total.

Comme on peut le constater sur les figures 9.20(a) et 9.20(b), bien que l'indicateur « nombre d'entreprises sylvicoles » soit le plus souvent utilisé, il n'est pas pour autant le plus important (le « nombre d'emplois liés à l'activité touristique en forêt » a en effet le poids le plus le élevé : 23%).

Il est par ailleurs intéressant de regrouper les indicateurs mobilisés selon le type d'activité concerné et d'analyser ainsi l'importance accordée aux différents usages de la forêt, toujours en termes de revenus générés et dans une perspective de long terme (rappelons que l'horizon temporel des scénarios est 2030). Selon cette logique, on notera que les indicateurs se référant explicitement aux activités agro-sylvo-pastorales représentent 43%. Un pourcentage proche de celui observé pour les

activités touristiques en forêt (36%). Ces résultats sont cohérents avec les objectifs affichés par la Charte Forestière de Territoire (CFT) du Massif des Maures. Les indicateurs se rapportant au bâti, eux, ne dépassent pas le 7%. Il s'agit là bien sûr de poids globaux (toutes catégories d'acteurs confondues). L'importance attribuée à chacun de ces usages varie sensiblement d'une catégorie à l'autre (voir figure 9.20(c)).

Figure 9.20(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « revenus générés par la forêt » (toutes catégories d'acteurs confondues)



Source : auteur

9.4.4.2 Analyse par catégorie d'acteurs

L'analyse du choix des indicateurs par chacune des catégories d'acteurs et des poids que ces derniers attribuent (voir figure 9.20(c) sur la page suivante) permet de réaliser plusieurs constats importants :

(i) un seul indicateur est utilisé par toutes les catégories : le « nombre d'emplois liés à l'activité touristique en forêt ». Ce résultat confirme l'importance de cet indicateur (même si d'autres indicateurs sont le plus souvent utilisés ou reçoivent une importance relative globale plus élevée).

(ii) Plusieurs profils d'acteurs peuvent être distingués selon l'importance plus ou moins grande attribuée aux activités traditionnelles, au tourisme en forêt et/ou au bâti. Ainsi, par exemple, pour les « agriculteurs en forêt », le « Conseil Général » et les « municipalités », le secteur primaire a un poids central vis-à-vis du critère « revenus générés par la forêt » (deux tiers pour les deux premières catégories et environ 57% pour la troisième). De leur côté, les « chargés de PIDAF » et les « services de l'Etat » mettent, eux, l'accent sur les activités touristiques (celles-ci représentent dans un cas comme dans l'autre plus de la moitié de l'importance totale du critère concerné). Enfin, pour les « habitants en forêt », le bâti est un élément essentiel à considérer (plus d'un tiers du poids total).

Les positionnements des « associations de protection de la nature » et des « propriétaires forestiers » sont plus difficiles à catégoriser. Par rapport à la première de ces catégories, la multifonctionnalité et l'échelle locale constituent deux éléments d'importance majeure. En ce qui concerne les « propriétaires forestiers », ceux-ci mettent en avant deux facteurs centraux en termes de « revenus générés par la forêt » : (i) le développement d'activités touristiques en forêt et (ii) le dynamisme des propriétaires de parcelles boisées.

(iii) En règle générale, et de façon contre-intuitive, les acteurs ne donnent pas d'importance aux indicateurs se rapportant explicitement au rôle moteur des institutions publiques en tant que financeurs, régulateurs ou coordinateurs. Seules les « associations de protection de la nature » mettent cet aspect en relief et mobilisent simultanément la « valorisation de l'ensemble des fonctions de la forêt », la « valorisation économique de l'identité des Maures » (à travers la création de labels, par exemple) et le « soutien aux filières traditionnelles ».

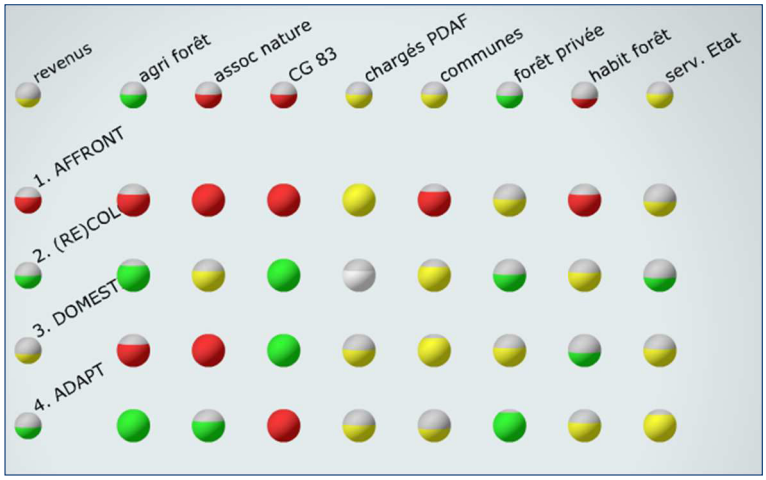
Figure 9.20(c) : Sélection des indicateurs et pondérations opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis du critère « revenus générés par la forêt »

	Agriculteurs en forêt	Associations de protection de la nature	CG 83	Chargés de PIDAF	Habitants en forêt	Municipalités	Propriétaires forestiers	Services de l'Etat
respect de la biodiversité		0,179						
valorisation de l'ensemble des fonctions de la forêt		0,179						
nombre d'emplois dans les secteurs sylvicole et agricole		0,167						
valorisation économique de l'identité des Maures		0,143						
développement de la filière bois-énergie							0,125	
soutien aux filières traditionnelles		0,167					0,083	
taux d'occupation des hébergements touristiques				0,111				0,1
dynamisme des propriétaires forestiers							0,299	
intégration de la forêt dans les projets de développement						0,09		0,179
fréquentation des sites touristiques du massif	0,222			0,222		0,095		0,25
montants perçus à travers les taxes foncières				0,111	0,36	0,117		
évolution du nombre d'exploitations agricoles	0,333		0,333	0,222	0,071	0,234		
nombre d'emplois liés à l'activité touristique en forêt	0,111	0,167	0,333	0,222	0,351	0,117	0,382	0,179
évolution du nombre d'entreprises sylvicoles	0,333		0,333	0,111	0,217	0,347	0,111	0,293
	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Source : auteur

Enfin, l'analyse des jugements émis par rapport à tous ces indicateurs (voir figure 9.20(d) ci -dessous) montre une préférence globale pour le scénario **(RE)COLONISATION** et, en moindre mesure, pour le scénario **ADAPTATION**. Le premier de ces deux scénarios est jugé favorablement par la moitié des catégories d'acteurs et n'est jugé négativement par aucune autre catégorie. Les « associations de protection de la nature » sont la seule catégorie pour laquelle le jugement de ce scénario est manifestement moins favorable que celui émis pour un autre scénario (en l'occurrence l'**ADAPTATION**). Ce scénario est, lui, jugé favorablement par trois catégories d'acteurs. Il est cependant jugé de façon négative par le « Conseil Général » (toujours en termes de « revenus générés par la forêt »).

Figure 9.20(d) : Résultats (par catégorie d'acteurs) des jugements émis à travers les indicateurs mobilisés pour le critère d'évaluation « revenus générés par la forêt »



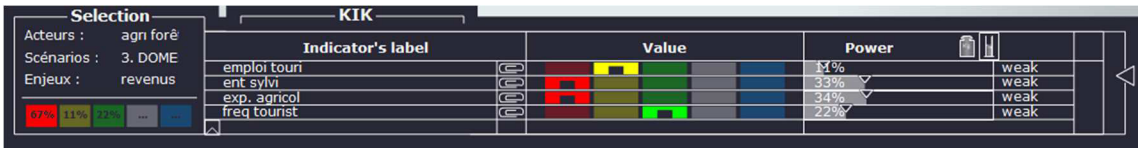
Source : auteur

D'autre part, le scénario **AFFRONTEMENT** reçoit à nouveau les jugements les moins favorables, avec pas moins de 5 jugements négatifs. Par ailleurs, et comme on peut le constater sur la coupe de la « *Matrice de Délibération* » ci-dessus, les deux scénarios les mieux jugés en termes de « revenus générés par la forêt » impliquent un réaménagement global du massif et une réorientation socio-économique des activités qui y sont implantées.

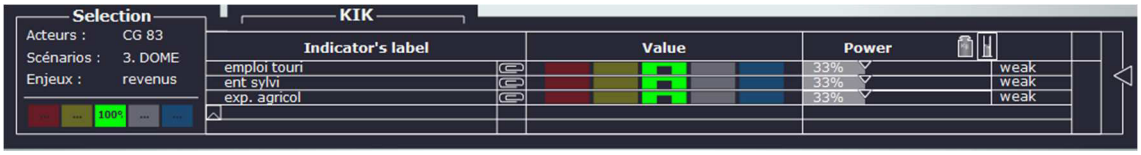
Par ailleurs, comme on peut le constater sur la coupe la figure 9.20(d) et sur les captures d'écran proposées ci-dessous (encadrés 9.15 et 9.16 sur la page suivante), l'élection des arguments peut influencer les jugements émis à l'égard des scénarios mais ne les détermine pas entièrement. Les « agriculteurs en forêt », le « Conseil Général » et les « municipalités » attribuent tous par exemple une importance majeure au secteur primaire lorsqu'il s'agit d'explorer les scénarios en fonction des « revenus générés par la forêt », mais perçoivent très différemment la performance plus ou moins grande des indicateurs concernés dans chacun des quatre futuribles proposés.

Encadrés 9.15 et 9.16 : Deux exemples d'ambiguïté normative : exploration des scénarios DOMESTICATION et ADAPTATION en termes de « revenus générés par la forêt »

Jugements établis par les « agriculteurs en forêt » par rapport au scénario DOMESTICATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « revenus générés par la forêt »



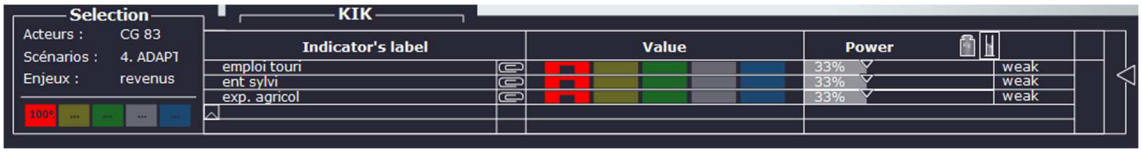
Jugements établis par le « Conseil Général » par rapport au scénario DOMESTICATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « revenus générés par la forêt »



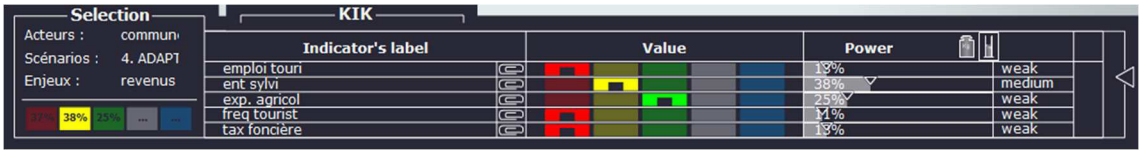
Jugements établis par les « municipalités » par rapport au scénario DOMESTICATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « revenus générés par la forêt »

Jugements établis par les « agriculteurs en forêt » par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « revenus générés par la forêt »

Jugements établis par le « Conseil Général » par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « revenus générés par la forêt »



Jugements établis par les « municipalités » par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « revenus générés par la forêt »



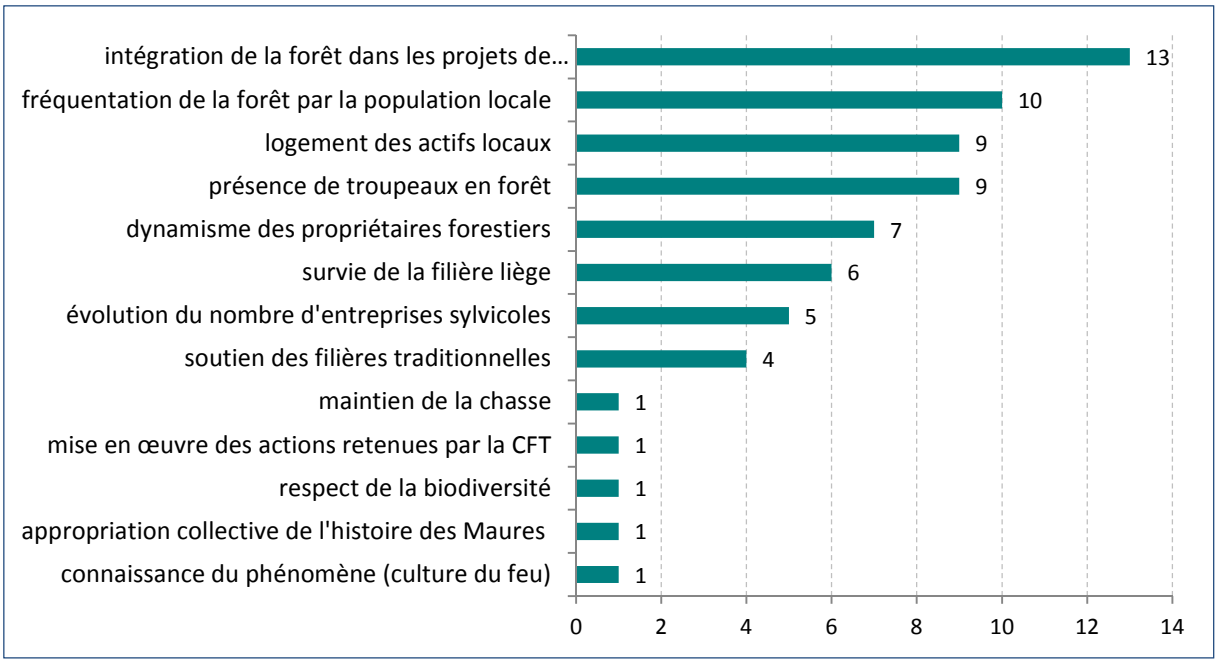
Source : auteur

9.4.5 L'identité locale

9.4.5.1 Analyse globale

Au total, les participants à la phase d'exploration ont utilisé 13 indicateurs pour évaluer le critère « identité locale ». Les indicateurs le plus souvent mobilisés sont : l'« intégration de la forêt dans les projets de développement » (utilisé 13 fois, soit 54% des participants) ; la « fréquentation de la forêt par la population locale » (utilisé 10 fois, soit 42% des participants) ; le « logement des actifs locaux » (utilisé 9 fois, soit 37,5% des participants) ; et la « présence de troupeaux en forêt » (également utilisé 9 fois). Par ailleurs, 5 indicateurs sont utilisés par une seule et unique personne.

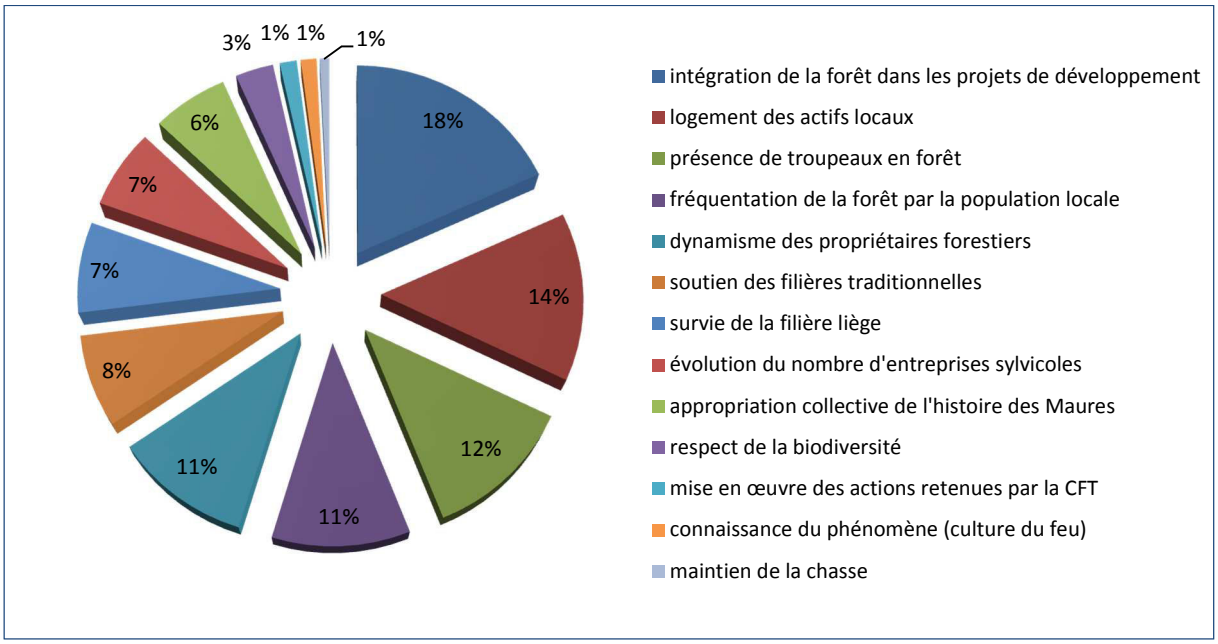
Figure 9.21(a) : Indicateurs utilisés pour évaluer le critère « identité locale » (toutes catégories d'acteurs confondues)



Source : auteur

D'autre part, comme on peut le constater sur la figure 9.21(b), l'importance relative est largement disséminée entre les différents indicateurs mobilisés (toutes catégories d'acteurs confondues). Aucun indicateur (même pas l'« intégration de la forêt dans les projets de développement » pourtant utilisé par plus de la moitié des acteurs), n'obtient un poids relatif supérieur à 20% du total. On compte par ailleurs jusqu'à 9 indicateurs ayant un poids relatif global compris entre 5% et 20% (un résultat exclusif à ce critère d'évaluation). Comme le montrent ces résultats, la signification attribuée à l'« identité locale » est donc particulièrement plurielle et relative à chaque catégorie d'acteurs (et ce, même si le nombre total d'indicateurs utilisés n'est pas particulièrement élevé en comparaison à ceux observés pour les autres critères). L'analyse des jugements au niveau des indicateurs est donc spécialement pertinente pour ce critère d'évaluation.

Figure 9.21(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « identité locale » (toutes catégories d'acteurs confondues)



Source : auteur

Notons par ailleurs que les deux indicateurs globalement considérés les plus importants par rapport à l'« identité locale » relèvent de la sphère politique et responsabilisent directement les élus locaux et les collectivités territoriales (il s'agit de l'« intégration de la forêt dans les projets de développement » et du « logement des actifs locaux », deux arguments mis en avant dans la Charte Forestière de Territoire).

9.4.5.2 Analyse par catégorie d'acteurs

L'analyse des indicateurs mobilisés et de leurs pondérations respectives par les 8 catégories d'acteurs (figure 9.21(c)) met encore plus en évidence la pluralité de significations attachées à l'« identité locale ». On compte en effet jusqu'à 5 indicateurs dominants différents. Par ailleurs, aucun indicateur n'est mobilisé par plus de 6 catégories d'acteurs. En outre, pour 4 catégories d'acteurs, l'importance relative de l'indicateur dominant n'atteint même pas le 30% (pour la catégorie concernée).

Il est vrai cependant que certains indicateurs sont thématiquement proches et qu'ils pourraient donc être regroupés sous une étiquette commune. Nous pensons notamment aux activités agro-sylvo-pastorales et plus concrètement aux indicateurs : « évolution du nombre d'entreprises sylvicoles » ; « survie de la filière liège » ; « présence de troupeaux en forêt » et « soutien des filières traditionnelles ». Si l'on additionne les poids attribués à ces indicateurs, on obtient pour certaines catégories d'acteurs une importance relative agrégée assez élevée. C'est le cas par exemple des « chargés de PIDAF » (55,1%), des « propriétaires forestiers » (53,4%) ou des « agriculteurs en forêt » (45,3%). A ce sujet, on notera que pour les deux premières de ces catégories d'acteurs, les activités agro-sylvo-pastorales ne constituaient pas un argument de poids en termes de « revenus générés par la forêt » (voir sous-section 9.4.4). Autrement dit, du point de vue des « chargés de PIDAF » et des « propriétaires forestiers », ces activités traditionnelles peuvent certes jouer un rôle socio-culturel

important, mais ne permettront pas de tirer de revenus conséquents du milieu forestier. La perspective des « agriculteurs en forêt » est, elle, différente puisque selon eux ces mêmes activités peuvent constituer et un élément identitaire et une source de revenus dans le long terme.

Figure 9.21(c) : Sélection des indicateurs et pondérations opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis du critère « identité locale »

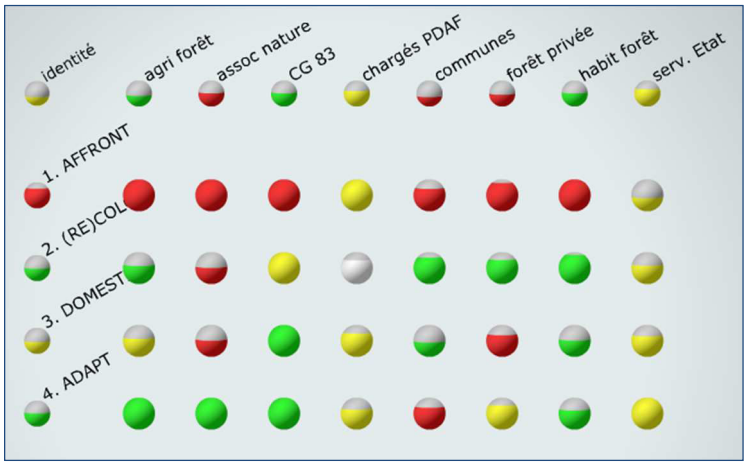
	Agriculteurs en forêt	Associations de protection de la nature	CG 83	Chargés de PIDAF	Habitants en forêt	Municipalités	Propriétaires forestiers	Services de l'Etat
connaissance du phénomène (culture du feu)	0,103							
appropriation collective de l'histoire des Maures		0,5						
respect de la biodiversité		0,25						
mise en œuvre des actions retenues par la CFT				0,111				
maintien de la chasse						0,062		
soutien des filières traditionnelles		0,25				0,049	0,119	0,19
évolution du nombre d'entreprises sylvicoles				0,222	0,077		0,229	
survie de la filière liège	0,103			0,111	0,07		0,186	0,13
dynamisme des propriétaires forestiers			0,333	0,222	0,077	0,111	0,111	
présence de troupeaux en forêt	0,35			0,218		0,167		0,21
logement des actifs locaux			0,333		0,304	0,231	0,095	0,15
fréquentation de la forêt par la population locale	0,222			0,111	0,205	0,157		0,16
intégration de la forêt dans les projets de développement	0,222		0,333		0,267	0,222	0,259	0,15
	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Source : auteur

D'autre part, et comme on peut le constater sur la coupe de la « *Matrice de délibération* » présentée ci-dessous (figure 9.21(d) sur la page suivante), la **(RE)COLONISATION** et l'**ADAPTATION** sont les scénarios qui reçoivent le plus de jugements favorables en termes d'« identité locale » (chacun d'eux obtient 4 jugements globaux positifs et un seul jugement global négatif).

Trois catégories d'acteurs préfèrent clairement **l'ADAPTATION** : les « agriculteurs en forêt », les « associations de protection de la nature » et le « Conseil Général ». Trois autres catégories préfèrent la **(RE)COLONISATION** : les « municipalités », les « propriétaires forestiers » et les « habitants en forêt ». La lecture simultanée des figures 9.21(c) et 9.21(d) permet d'interpréter les différences entre ces groupes d'acteurs. Deux cas de figure doivent être mis en évidence :

Figure 9.21(d) : Résultats (par catégorie d'acteurs) des jugements émis à travers les indicateurs mobilisés pour le critère d'évaluation « identité locale »



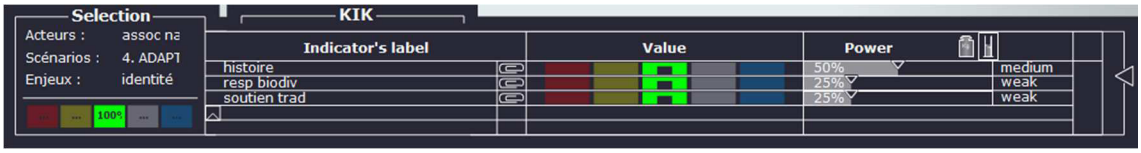
Source : auteur

(i) Le « Conseil Général » choisit et pondère les indicateurs de façon à peu près similaire aux trois catégories d'acteurs préférant le scénario **(RE)COLONISATION**. Cependant, contrairement à ces derniers, il juge plus favorablement le scénario **ADAPTATION**. Autrement dit, ces 4 catégories d'acteurs partagent les mêmes arguments (ils ont tous une idée commune de ce qu'est l'identité locale des Maures) mais ne jugent pas de la même façon la performance des indicateurs choisis (exemple d'*ambigüité normative*).

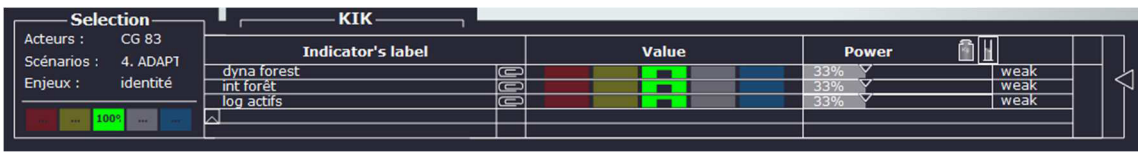
(ii) Les « agriculteurs en forêt » et les « associations de protection de la nature » mobilisent chacune des indicateurs majoritairement différents de ceux retenus par les autres catégories d'acteurs. Dans ce cas de figure, les différences dans le jugement des scénarios ne se réfèrent donc pas tant à des estimations de performance divergentes, mais à des représentations hétérogènes du critère d'évaluation (exemple d'*ambigüité interprétative* ; voir encadré 9.17 pour une illustration).

Encadré 9.17 : Un exemple d'ambiguïté interprétative pour le critère « identité locale »

Jugements établis par les « associations de protection de la nature » par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « identité locale »



Jugements établis par le « Conseil Général » par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « identité locale »



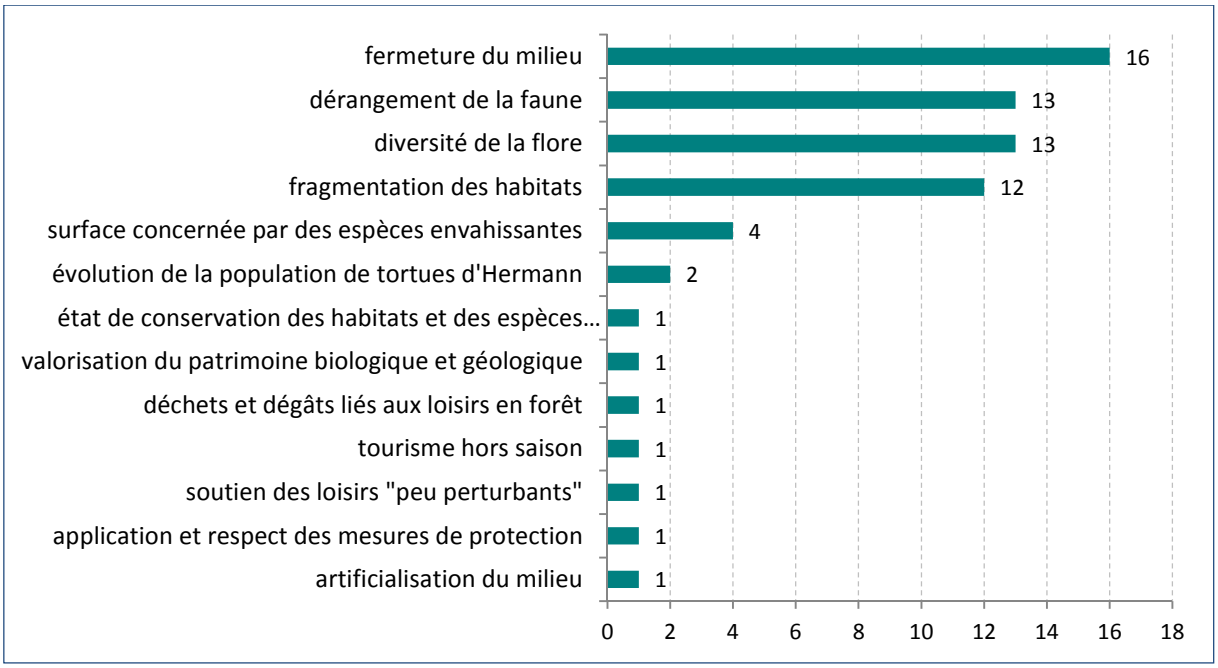
Source : auteur

9.4.6 La qualité de l'écosystème

9.4.6.1 Analyse globale

Parmi les 13 indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « qualité de l'écosystème », 4 sont utilisés par au moins la moitié des participants : la « fermeture du milieu » (utilisé 16 fois, soit 67% des participants) ; le « dérangement de la faune » (13 utilisations, soit 54%) ; la « diversité de la faune » (utilisé également par 13 personnes) ; et la « fragmentation des habitats » (utilisé 12 fois, soit la moitié des participants). Par ailleurs, jusqu'à 7 indicateurs sont utilisés par une seule personne. Globalement, on peut dire que la nature des indicateurs mobilisés pour ce critère est assez dichotomique : soit ils sont fréquemment utilisés, soit ils sont marginaux (seul le critère « surface concernée par des espèces envahissantes » semble échapper à cette classification binaire).

Figure 9.22(a) : Indicateurs utilisés pour évaluer le critère « qualité de l'écosystème » (toutes catégories d'acteurs confondues)



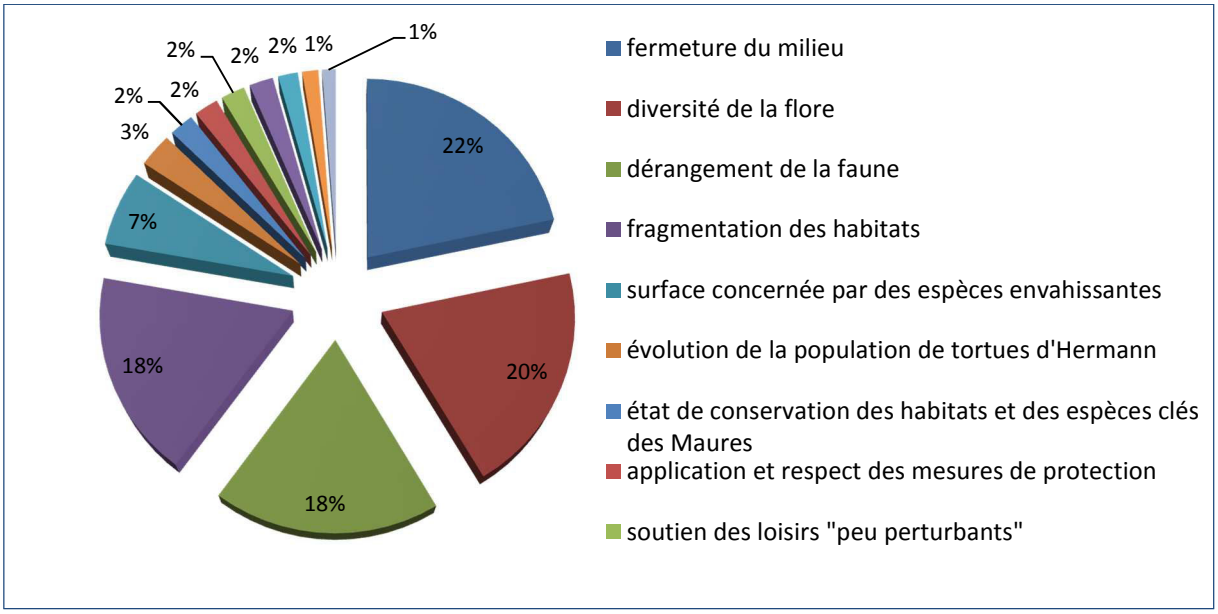
Source : auteur

D'autre part, et comme on peut l'observer sur la figure 9.22(b) (voir page suivante), les 4 indicateurs évoqués précédemment représentent à eux seuls 78% (soit environ 4/5) du poids total associé au critère « qualité de l'écosystème ». Ce dernier constitue donc l'un des critères dont les significations sont le plus homogènes.

La « fermeture du milieu » est l'indicateur le plus souvent utilisé et globalement le plus important aux yeux des acteurs. Ce résultat donne une idée de l'importance à l'échelle locale du discours sur l'« *état d'abandon* » de la forêt méditerranéenne et de l'intervention « *nécessaire* » et « *bénéfique* » de l'être humain sur ce milieu forestier. Ces résultats montrent aussi pourquoi les mesures de protection déclarées sur le territoire étudié (ZNIEFF, RBI, Réserve Naturelle de la Plaine des Maures, réseau Natura 2000, etc.) génèrent autant de méfiance et d'incompréhension chez une grande partie des acteurs du feu.

Enfin, notons par rapport aux figures 9.22(a) et 9.22(b) l'absence quelque peu surprenante d'indicateurs se rapportant au manque d'eau croissant dans le massif, à l'état phytosanitaire des espèces arbustives ou encore, au processus de « matorralisation » (tous cités lors des entretiens individuels réalisés dans la première phase de notre démarche évaluative).

Figure 9.22(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « qualité de l'écosystème » (toutes catégories d'acteurs confondues)



Source : auteur

9.4.6.2 Analyse par catégorie d'acteurs

L'analyse par catégories d'acteurs permet d'affiner certaines des affirmations réalisées au préalable, notamment en ce qui concerne l'importance des indicateurs le plus souvent utilisés. Ainsi, par exemple, la « fermeture du milieu » (indicateur globalement le plus important) n'est mobilisé que par 5 des 8 catégories d'acteurs. Ni les « agriculteurs en forêt », ni les « associations de protection de la nature », ni le « Conseil Général » ne se réfèrent à cet indicateur pour évaluer la « qualité de l'écosystème » (voir figure 9.22(c)). Cet indicateur obtient malgré tout une importance relative globale de 22% (figure 9.22(b)), et ce, du fait de l'attribution de poids particulièrement élevés par les catégories le mobilisant (43,5 % pour les « chargés de PIDAF » ; 47,4% pour les « propriétaires forestiers » ; 35,1% pour les « habitants en forêt »). Autrement dit, la « fermeture du milieu » constitue un argument de clivage dialectique : soit les acteurs ignorent cet indicateur (et le discours sous-jacent), soit ils lui attribuent une importance majeure. Cette binarité constitue certainement une particularité du critère « qualité de l'écosystème » et met en évidence la conflictualité qui lui est inhérente dans les Maures. Bien qu'il ne soit pas particulièrement pluriel quant au nombre de significations qui lui sont attachées, celles-ci sont donc spécialement catégoriques et péremptoires les unes par rapport aux autres.

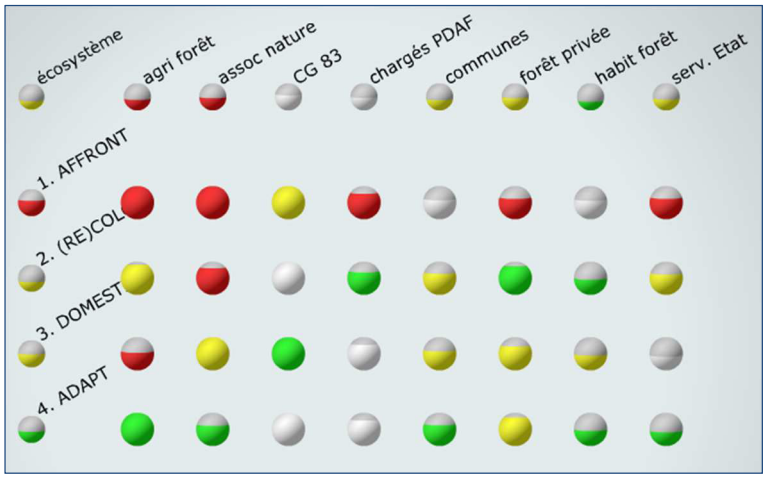
Figure 9.22(c) : Sélection des indicateurs et pondérations opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis du critère « qualité de l'écosystème »

	Agriculteurs en forêt	Associations de protection de la nature	CG 83	Chargés de PIDAF	Habitants en forêt	Municipalités	Propriétaires forestiers	Services de l'Etat
artificialisation du milieu	0,111							
application et respect des mesures de protection		0,167						
soutien des loisirs "peu perturbants"		0,167						
tourisme hors saison					0,095			
déchets et dégâts liés aux loisirs en forêt							0,137	
état de conservation des habitats et des espèces clés des Maures		0,17						
évolution de la population de tortues d'Hermann						0,056		0,18
valorisation du patrimoine biologique et géologique		0,167						
surface concernée par des espèces envahissantes				0,333		0,056		0,14
fragmentation des habitats	0,349		0,333		0,22	0,255	0,1	0,17
diversité de la flore	0,349	0,167	0,333	0,116	0,167	0,105	0,186	0,17
dérangement de la faune	0,19	0,17	0,333	0,116	0,167	0,234	0,103	0,17
fermeture du milieu				0,435	0,351	0,296	0,474	0,18
	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Source : auteur

D'autre part, et comme on peut le constater sur la figure 9.22(d) (voir page suivante), lorsque l'exploration porte sur la « qualité de l'écosystème », l'**ADAPTATION** reçoit le plus de jugements favorables. Plus concrètement, ce scénario reçoit des jugements majoritairement positifs pour 5 catégories d'acteurs : les « agriculteurs en forêt », les « associations de protection de la nature », les « municipalités », les « habitants en forêt » et les « services de l'Etat ». Précisons à ce sujet deux points importants : (i) pour 4 de ces 5 catégories, ce jugement est clairement meilleur que celui émis pour les trois autres scénarios ; (ii) cependant, pour 2 de ces 5 catégories le pourcentage de remplissage de la cellule correspondante est particulièrement bas (45% pour les « habitants en forêt » et 41% pour les « Services de l'Etat ». Autrement dit, pour ces deux catégories d'acteurs, plus de la moitié des jugements sont non positifs). Notons par ailleurs que le scénario **ADAPTATION** n'est jugé négativement par aucune catégorie d'acteurs et qu'il ne reçoit qu'un jugement moyen. Il est cependant très incertain aux yeux du « Conseil Général » et des « chargés de PIDAF ». Ces résultats confirment ceux observés au 1er niveau d'exploration.

Figure 9.22(d) : Résultats (par catégorie d'acteurs) des jugements émis à travers les indicateurs mobilisés pour le critère d'évaluation « qualité de l'écosystème »



Source : auteur

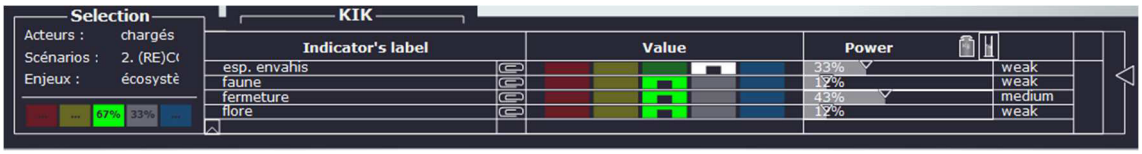
Enfin, la lecture simultanée des figures 9.22(c) et 9.22(d) met en évidence des correspondances entre le choix des indicateurs, leurs pondérations et les jugements des scénarios à travers les indicateurs en question. Ainsi, par exemple, les catégories exprimant une préférence en termes de « qualité de l'écosystème » pour la **(RE)COLONISATION** attribuent toutes une importance particulièrement importante à l'indicateur « fermeture du milieu » (il s'agit des « chargés de PIDAF », des « propriétaires forestiers » et des « habitants en forêt »)[28]. Au contraire, les acteurs ne considérant pas cet indicateur jugent plus favorablement l'**ADAPTATION** (« agriculteurs en forêt » et « associations de protection de la nature ») ou considèrent ces deux scénarios beaucoup trop incertains pour pouvoir les juger à travers les couleurs proposées (« Conseil Général »). De façon analogue, les catégories d'acteurs mobilisant l'indicateur « fermeture du milieu » mais ne lui attribuant qu'un poids relativement modeste, jugent elles aussi plus favorablement l'**ADAPTATION** (les catégories concernées sont les « services de l'Etat » et les « municipalités »).

Notons enfin l'incertitude associée au critère « qualité de l'écosystème » et illustrée sur la figure 9.22(d) par un nombre particulièrement important de cellules blanches (7 sur 32). Il s'agit d'ailleurs du critère avec le plus grand nombre de jugements indéterminés (seul le critère « protection des biens et des personnes » compte un nombre comparable de cellules coloriées en blanc, 6 en l'occurrence).

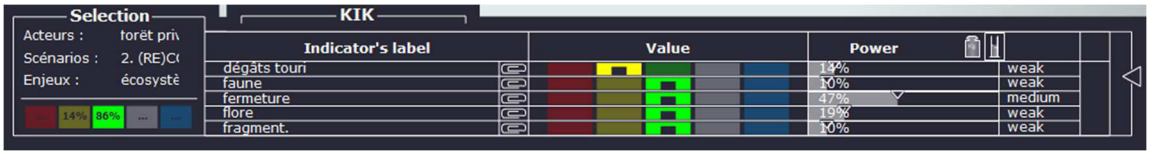
[28] Précisons que les jugements émis par ces acteurs vis-à-vis des autres scénarios ne correspondent pas forcément (cela nuance donc la correspondance évoquée dans notre argumentation).

Encadré 9.18 : Illustration de la correspondance en termes de « qualité de l'écosystème » entre le choix de l'indicateur « fermeture du milieu » et le jugement du scénario (RE)COLONISATION

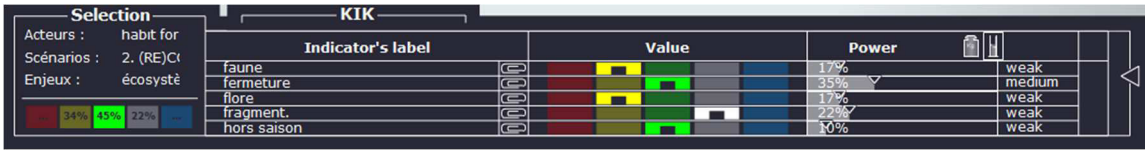
Jugements établis par les « chargés de PIDAF » par rapport au scénario (RE)COLONISATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « qualité de l'écosystème »



Jugements établis par les « propriétaires forestiers » par rapport au scénario (RE)COLONISATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « qualité de l'écosystème »



Jugements établis par les « habitants en forêt » par rapport (RE)COLONISATION et à travers les indicateurs mobilisés pour le critère « qualité de l'écosystème »



Source : auteur

9.4.7 Mise en commun des résultats et analyse globale au 2ème niveau d'évaluation

Cette nouvelle sous-section, dédiée donc à la mise en commun des résultats obtenus au 2ème niveau d'exploration, est focalisée sur trois aspects principaux :

(i) la présentation et l'interprétation des résultats obtenus pour chacun des quatre scénarios de vie avec le feu **(sous-section 9.4.7.1)** ;

(ii) la comparaison de ces résultats avec ceux obtenus au 1er niveau d'exploration **(sous-section 9.4.7.2)** ;

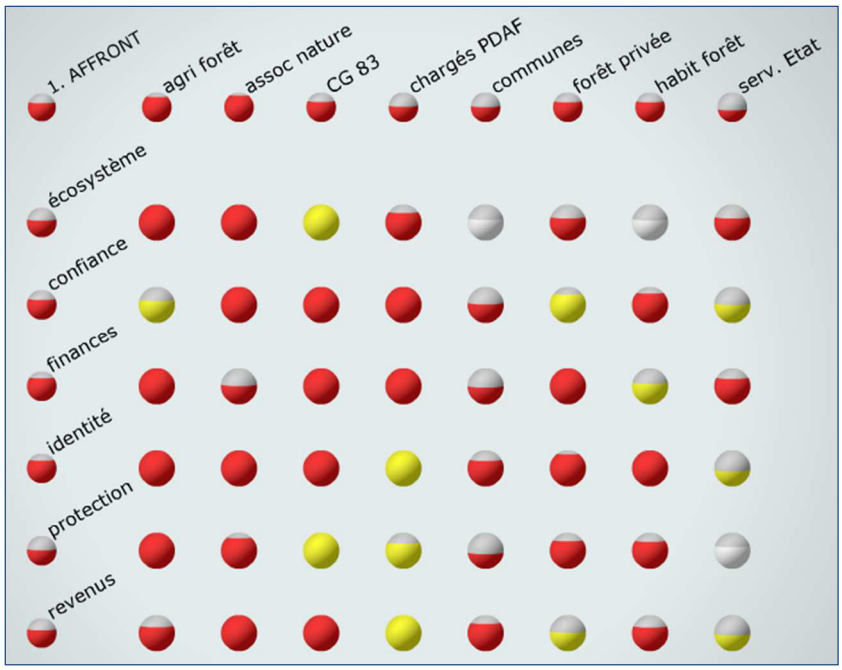
(iii) la (re)considération des ententes possibles entre les catégories d'acteurs (cette analyse est basée non seulement sur les jugements des scénarios, mais aussi sur les arguments mobilisés par les acteurs du feu **(sous-section 9.4.7.3)**.

9.4.7.1 Présentation et analyse des résultats par scénario

Comme cela était déjà le cas au 1er niveau d'exploration, les participants expriment aussi à travers les indicateurs un refus massif vis-à-vis du scénario **AFFRONTEMENT** (figure 9.23(a)). Ce scénario obtient en effet 33 jugements majoritairement négatifs sur 48 possibles.

Ce rejet est particulièrement évident pour les « associations de protection de la nature » et les « agriculteurs en forêt », dont le jugement est majoritairement négatif pour la quasi-totalité des critères d'évaluation (deux premières colonnes à gauches sur la figure 9.23(a)). Les jugements de ces acteurs peuvent être assimilés à des vétos. Comme on peut le constater, seuls les « chargés de PIDAF » et les « services de l'Etat » n'attribuent pas à ce scénario une majorité de jugements globalement négatifs.

*Figure 9.23(a) : Résultats obtenus par le scénario **AFFRONTEMENT** au 2ème niveau d'exploration*



Source : auteur

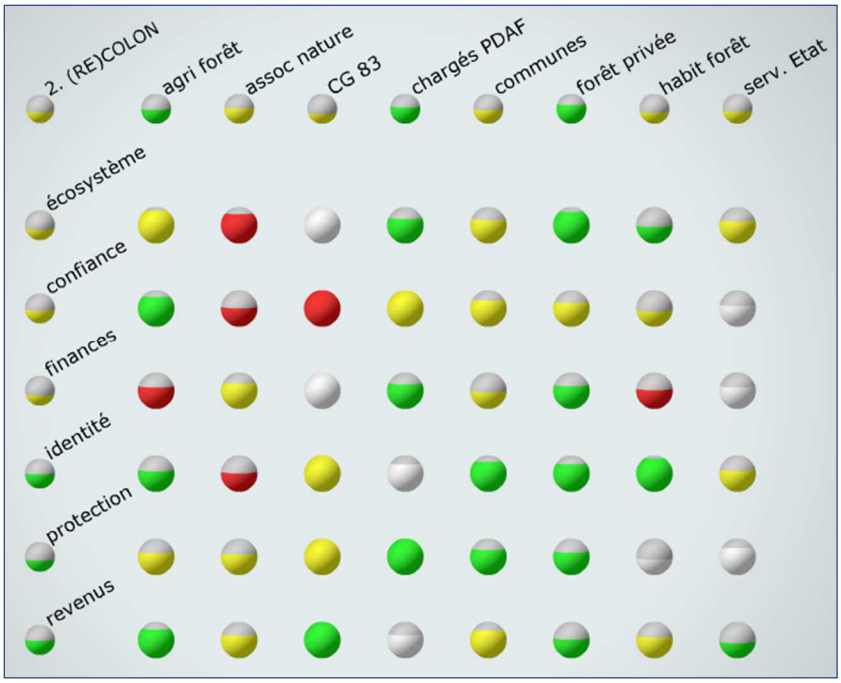
Ce résultat est d'autant plus important qu'une partie des acteurs ayant participé à l'exploration voit en ce scénario un prolongement de la gestion actuelle du feu.

Le scénario **(RE)COLONISATION** reçoit, lui, des évaluations clairement plus favorables (voir figure 9.23(b)). On compte jusqu'à 17 cellules coloriées en vert et seulement 6 cellules en rouge (il s'agit du scénario suscitant le plus bas nombre de jugements majoritairement négatifs). L'approbation globale de ce futurible est particulièrement nette en termes de « revenus générés par la forêt » et d'« identité locale », des critères pour lesquels il obtient jusqu'à 4 jugements majoritairement positifs et quasiment pas de jugements défavorables (une seule cellule rouge en termes d'« identité locale »). Ce scénario est également apprécié en termes de « protection », critère pour lequel il obtient 3 jugements majoritairement positifs et aucun jugement négatif.

Les jugements émis vis-à-vis de ce scénario sont plus nuancés lorsque l'exploration porte sur la « qualité de l'écosystème » et le niveau de « confiance et participation ». Par rapport au premier de ces deux critères, on constate 3 jugements majoritairement positifs, mais le scénario est jugé très négativement par une catégorie d'acteurs (« les associations de protection de la nature »), dont la cellule correspondante est coloriée en rouge et est presque entièrement remplie. En ce qui concerne le deuxième critère, le scénario est nettement moins apprécié : il ne reçoit en effet qu'un seul jugement majoritairement positif pour l'ensemble des acteurs.

Globalement, le scénario est considéré comme particulièrement incertain : on compte en effet jusqu'à 9 jugements indéterminés (toutes catégories d'acteurs confondues). Il s'agit du scénario obtenant le plus grand nombre de cellules blanches. Par ailleurs, ce scénario est le seul à recevoir au moins un jugement indéterminé pour chacun des six critères retenus. En résumé donc, ce scénario reçoit des jugements globalement favorables, suscite peu de refus, mais les acteurs lui attribue une grande incertitude.

*Figure 9.23(b) : Résultats obtenus par le scénario **(RE)COLONISATION** au 2ème niveau d'exploration*

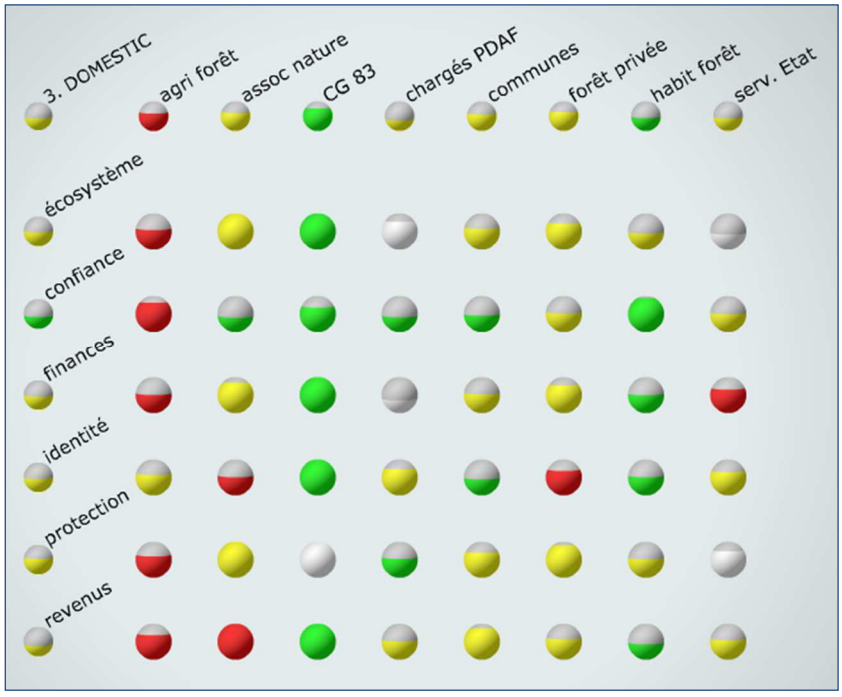


Source : auteur

Notons enfin le positionnement globalement peu favorable des « associations de protection de la nature ». Cette catégorie évalue négativement ce scénario pour 3 critères différents et ne lui attribue aucun jugement positif (il semblerait exagéré cependant de parler de « véto »). A l'extrême opposé, les « propriétaires forestiers » plébiscitent ce scénario et lui attribuent jusqu'à 5 jugements positifs (sur 6 possibles).

En ce qui concerne le scénario **DOMESTICATION**, celui-ci est évalué de façon très variable selon les critères et selon les catégories d'acteurs. Par exemple, le « Conseil Général » et les « habitants en forêt » attribuent à ce scénario un nombre élevé de jugements positifs (5 et 4 respectivement). Au contraire, les « agriculteurs en forêt » et les « associations de protection de la nature » ne lui en attribuent aucun (le positionnement des premiers peut d'ailleurs être assimilé à un véto). Comme cela était déjà le cas au 1er niveau d'exploration, ce scénario obtient des jugements majoritairement positifs en termes de « confiance et participation ». Il reçoit cependant peu de soutien en termes de « qualité de l'écosystème » ou de « protection ».

*Figure 9.23(c) : Résultats obtenus par le scénario **DOMESTICATION** au 2ème niveau d'exploration*



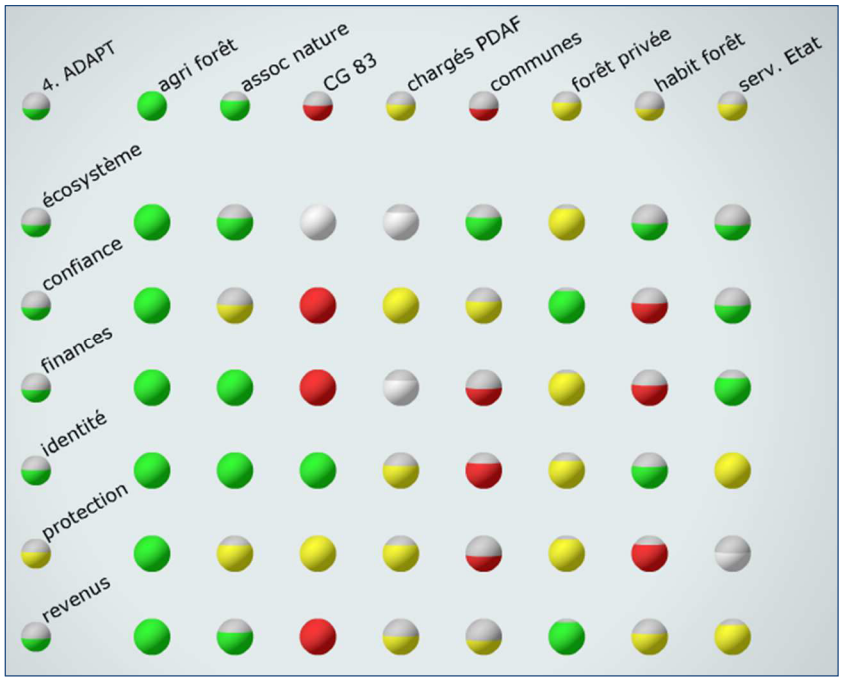
Source : auteur

Enfin, par rapport au scénario **ADAPTATION** (voir figure 9.23(d) sur la page suivante), celui-ci est largement soutenu par les « agriculteurs en forêt » et les « associations de protection de la nature » (6 et 4 jugements majoritairement positifs respectivement), mais reçoit cependant des jugements beaucoup moins favorables de la part du « Conseil Général », des « municipalités » et des « habitants en forêt » (chacun d'eux émet jusqu'à 3 jugements majoritairement négatifs). Ce scénario suscite donc des positionnements assez tranchés et des jugements qui varient relativement peu d'un critère d'évaluation à l'autre. Il s'agit vraisemblablement du scénario pouvant susciter le plus de conflits entre les acteurs.

Globalement, pourtant, ce scénario reçoit le plus grand nombre de jugements positifs : on compte en effet jusqu'à 18 cellules coloriées en vert (un tiers de ces cellules correspond cependant à la seule catégorie « agriculteurs en forêt »).

Le critère pour lequel ce scénario reçoit les jugements les moins favorables est la « protection [des biens et des personnes] » (un seul jugement majoritairement positif). Ce résultat nuance donc les constats réalisés au 1er niveau d'exploration (ce scénario était considéré comme l'un des mieux perçus par les acteurs pour ce critère ; voir tableau 9.2). En termes de « qualité de l'écosystème » et d'« identité locale », les jugements sont nettement plus favorables (5 et 4 jugements majoritairement positifs respectivement). Enfin, les avis sont très partagés pour plusieurs critères comme par exemple, la « viabilité financière », les « revenus générés par la forêt » ou le niveau de « confiance et participation ».

*Figure 9.23(d) : Résultats obtenus par le scénario **ADAPTATION** au 2ème niveau d'exploration*



Source : auteur

9.4.7.2 Comparaison des résultats obtenus au 1er et au 2ème niveau d'exploration

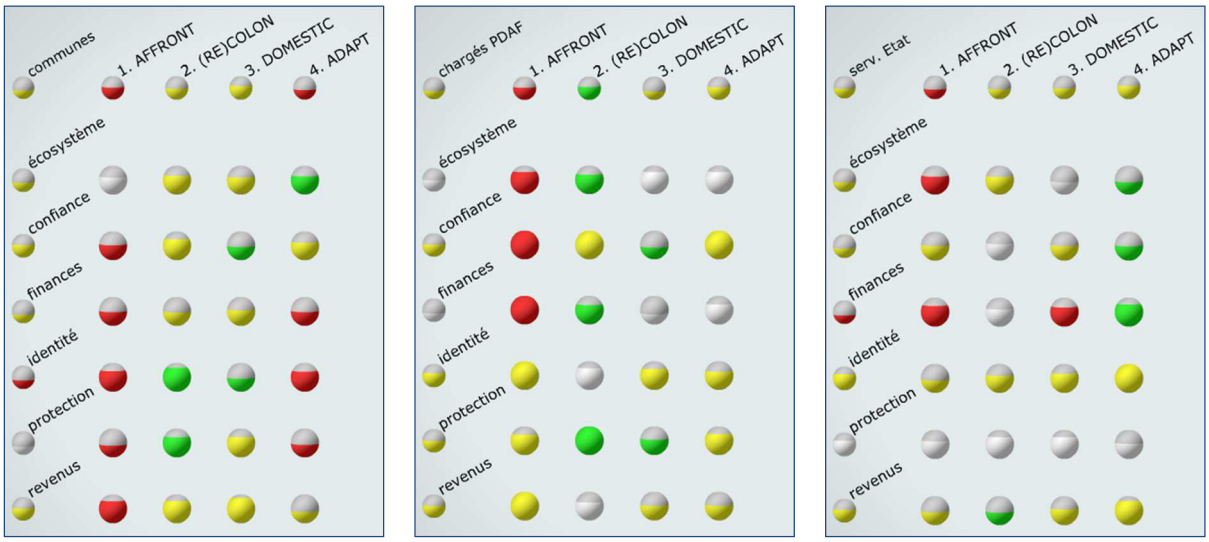
Globalement, les résultats obtenus au 1er niveau d'exploration sont confirmés par les cellules affichées dans la « *Matrice de Délibération* » et découlant donc des jugements émis par les participants à travers les indicateurs. Les évaluations récoltées sur le terrain sont donc globalement robustes et constituent des informations pertinentes pour informer et orienter les choix de gestion du feu dans les Maures.

Cela étant dit, des dissemblances existent pour trois catégories d'acteurs : (i) les « municipalités », (ii) les « chargés de PIDAF », et (iii) les « services de l'Etat » (précisons que ces dissemblances ne concernent en aucun cas les scénarios classés premier et dernier).

En ce qui concerne les « municipalités », rappelons-le, nous avions observé au 1er niveau d'exploration une préférence pour le scénario **(RE)COLONISATION** et, en moindre mesure, pour l'**ADAPTATION**. Or, d'après les résultats affichés par la « *Matrice de Délibération* », ce deuxième scénario reçoit des jugements majoritairement négatifs et surtout, globalement moins favorables que ceux obtenus pour la **DOMESTICATION** (voir figure 9.24, encadré à gauche). Ce même genre d'inversion est observé chez les « chargés de PIDAF », pour qui le scénario **DOMESTICATION** est globalement plus désirable que le scénario **ADAPTATION** au 2ème niveau d'exploration (contrairement donc à ce qui avait été observé au 1er niveau ; voir figure 9.24 sur sa partie centrale).

Enfin, par rapport aux « services de l'Etat », les « cellules bilan » de la « *Matrice de Délibération* » infirment la préférence de cette catégorie d'acteurs pour le scénario **ADAPTATION** (si l'on regarde un à un les jugements émis à l'égard des « avenirs du feu », on peut cependant discerner cette préférence, que ce soit en termes de jugements positifs reçus ou en termes de jugements plus favorables que pour les autres scénarios ; voir figure 9.23, encadré à droite).

Figure 9.24 : Jugements majoritaires des « municipalités », des « chargés de PIDAF » et des « services de l'Etat » au 2ème niveau d'exploration



Source : auteur

Ces dissemblances peuvent s'expliquer par plusieurs arguments :

(i) par l'influence que peut avoir le type d'évaluation proposé (jugements numériques, jugements par codes-couleurs, etc.) sur les jugements des participants ;

(ii) par l'évolution des préférences de ces participants au cours de l'évaluation et notamment, du fait du passage d'une réflexion globale par critère à un raisonnement plus détaillé en termes d'indicateurs (pour une illustration, voir : Reichel et al. (2010 : 64)) ;

(iii) par l'impact des agrégations opérées au sein de chaque méthode. Cet argument est particulièrement pertinent pour expliquer les dissemblances observées chez les « municipalités », une catégorie d'acteurs représentée par un nombre relativement élevé de participants (n=6) et composée de points de vues divergents selon le profil des communes concernées ;

(iv) par l'expression séquentielle et dual de l'incertitude (et plus concrètement, par le passage d'un cadre évaluatif à deux notes numériques à un deuxième cadre basé sur le choix d'une seule couleur ou jugement). La transformation opérée à ce niveau et ses répercussions en termes de jugements agrégés explique certainement les dissimilitudes constatées pour les « services de l'Etat » et les « chargés de PIDAF ».

9.4.7.3 Reconsidération des ententes possibles entre les catégories d'acteurs

Les jugements émis au 1er et au 2ème niveau d'exploration permet d'identifier à peu près les mêmes ententes probables entre les différentes catégories d'acteurs. Cela étant dit, la prise en compte des arguments mobilisés par les acteurs au 2ème niveau et l'importance attribuée à chacun de ces arguments permet, elle, d'affiner cette analyse.

Ainsi, par exemple, les jugements à peu près semblables du « Conseil Général » et des « habitants en forêt » au 1er et au 2ème niveau cachent en fait des justifications très différentes, et ce, pour plusieurs critères d'évaluation. Par exemple, lorsque l'évaluation porte sur la « viabilité financière », le « Conseil Général » raisonne principalement en termes économiques et techniques (« coûts de mise en place », « coûts d'entretien », « valorisation économique des ouvrages DFCI », etc.), alors que les « habitants en forêt » se focalisent, eux, sur les aspects politiques et notamment, sur l'engagement des institutions publiques («partage des responsabilités au niveau financier », « soutien politique sur le long terme », « dépendance par rapport aux bailleurs de fonds », etc.). De même, lorsque l'évaluation porte sur « les revenus en forêt », le « Conseil Général » attribue une importance notoire aux activités relevant du secteur primaire, alors que les « habitants en forêt », eux, mettent l'accent sur l'activité touristique et sur le bâti (« montants perçus à travers les taxes foncières »). Par ailleurs, en termes de « qualité de l'écosystème », le « Conseil Général » n'utilise même pas l'indicateur « fermeture du milieu », alors que les « habitants en forêt » lui associent un coefficient particulièrement élevé. En réalité donc, si l'on croise les informations obtenues en termes de jugements et de justifications, on peut constater que le positionnement des « habitants en forêt » est proche de celui du « Conseil Général » d'un point de vue normatif, mais d'un point de vue interprétatif (ou argumentatif), les « habitants en forêt » ont plus en commun par exemple, avec les « municipalités » (voir figure 9.25 sur la page suivante).

L'analyse en termes d'indicateurs permet par ailleurs de confirmer l'« isolement » dialectique des « associations de protection de la nature », dont les arguments mobilisés diffèrent le plus souvent de ceux employés par tous les autres acteurs (voir tableau 9.3) et dont les jugements ne peuvent être rapprochés que de ceux émis par les « agriculteurs en forêt » ou les « services de l'Etat ».

Tableau 9.3 : Illustration de l'isolement dialectique des « associations de protection de la nature »

	nombre d'indicateurs mobilisés par nulle autre catégorie d'acteurs	poids relatif de ces indicateurs (par rapport au poids total de chaque critère)
viabilité financière	2	33,4%
protection des biens et des personnes	4	62,5%
confiance et participation	2	44,5%
revenus générés par la forêt	4	66,8%
identité locale	2	75,0%
qualité de l'écosystème	4	67,1%

Figure 9.25 : Identification des ententes possibles entre les catégories d'acteurs (selon leurs classements globaux au 2ème niveau d'exploration et leurs justifications)

Source : auteur

Un premier groupe (en jaune sur la figure 9.25) rassemble des acteurs préférant clairement la **(RE)COLONISATION** aux autres scénarios et partageant des justifications semblables pour des critères d'évaluation tels que la « confiance et [la] participation », la « qualité de l'écosystème » ou « les revenus générés par la forêt ». Les arguments choisis par ces acteurs diffèrent cependant lorsque l'exploration des scénarios se fait en termes de « viabilité financière » et d'« identité locale » (les « propriétaires forestiers » donnent plus d'importance aux aspects politiques, tandis que les « chargés de PIDAF » mobilisent, eux, des arguments d'ordre principalement technique et/ou économique). Ces différences illustrent les conflits repérés sur le terrain entre ces deux catégories d'acteurs (voir section 8.2 et figure 8.6). Ces conflits ne devraient pas être cependant insurmontables. En ce qui concerne les poids attribués aux critères d'évaluation, ces acteurs attribuent particulièrement peu d'importance à la « qualité de l'écosystème » (environ 10% chacun). Ce résultat signale clairement l'opposition de ces acteurs aux mesures de protection récemment appliquées dans les Maures. Enfin, bien que le positionnement de ces catégories d'acteurs par rapport aux scénarios **DOMESTICATION** et **ADAPTATION** ne soit pas similaire, l'une et l'autre considèrent ces futuribles globalement plus souhaitables que l'**AFFRONTEMENT**.

Un deuxième groupe (en vert sur la figure 9.25) englobe des catégories d'acteurs dont la préférence pour le scénario **ADAPTATION** est nette, mais dont les jugements vis-à-vis des scénarios **(RE)COLONISATION** et **DOMESTICATION** ne sont pas forcément les mêmes. En fait, chacune de ces trois catégories d'acteurs présente une particularité qui les différencie clairement de toutes les autres : les « associations de protection de la nature » mobilisent des indicateurs différents de ceux choisis par les autres acteurs ; les « services de l'Etat » considèrent, eux, un degré incertitude

particulièrement élevé (on compte jusqu'à 7 jugements majoritairement indéterminés sur 24 possibles, soit plus d'un quart du total) ; enfin, les « agriculteurs en forêt » plébiscitent un scénario par rapport auquel ils émettent des jugements entièrement positifs quel que soit le critère d'évaluation retenu. Au-delà de ces caractéristiques singulières et en termes de poids attribués aux différents critères, ces catégories d'acteurs attribuent toutes une grande importance à la « qualité de l'écosystème » et relativement peu aux « revenus générés par la forêt ».

Enfin, un troisième groupe (en marron sur la figure 9.25), peut-être le plus hétérogène, réuni des catégories d'acteurs préférant globalement le scénario **DOMESTICATION** (« habitants en forêt » et « Conseil Général ») ou attribuant à ce scénario des jugements au moins aussi favorables que ceux émis par rapport à la **(RE)COLONISATION** (c'est le cas des « municipalités »). Toujours d'un point de vue normatif, ces catégories d'acteurs émettent toutes par ailleurs un jugement défavorable vis-à-vis du scénario **ADAPTATION** (jugements majoritairement négatifs pour au moins la moitié des critères d'évaluation). D'ailleurs, et comme on peut le constater sur la figure 9.23(d) (voir sous-section 9.4.7.1), ces acteurs représentent à eux seuls la totalité des jugements majoritairement négatifs attribués à ce scénario. Au-delà des désaccords interprétatifs qui peuvent exister entre ces trois catégories d'acteurs (notamment entre les « habitants en forêt » et le « Conseil Général »), elles partagent plusieurs caractéristiques en commun. En termes de « viabilité financière » par exemple, aucun de ces acteurs n'attribuent un poids majoritaire aux « coûts d'entretien » (pourtant considéré central par les autres catégories) : en effet, les « habitants en forêt » et les « municipalités » donnent un poids relatif particulièrement bas à cet indicateur (15% et 11% respectivement). De son côté, le « Conseil Général », attribue une importance considérable aux « coûts d'entretien » (un tiers du poids total), mais en attribue autant aux « coûts de mise en place », pourtant généralement considérés nettement moins importants. Par ailleurs, en termes d'« identité locale », ces trois catégories d'acteurs attribuent un poids particulièrement élevé au « logement des actifs » et donnent peu d'importance aux activités traditionnelles (à leurs yeux, celles-ci ne constitueraient donc pas un élément identitaire des Maures dans la réalité actuelle et ne devraient pas le constituer dans les années à venir).

9.5 Conclusion

D'un point de vue théorique, la combinaison d'éléments issus de deux APMC s'est avérée fortement utile et a répondu à nos attentes initiales, à savoir : permettre aux acteurs locaux d'appréhender les « avenirs du feu » dans un cadre exploratoire au sein duquel l'incertitude, l'ambiguïté et la complexité avaient toutes leur place. La combinaison d'éléments issus de la *Multi-Criteria Mapping* (MCM) et de l'Approche *INTÉGRAAL* a permis d'exploiter les synergies existantes entre ces deux approches et a fourni des résultats pertinents par rapport aux jugements des acteurs et par rapport à leurs argumentaires et leurs justifications. Il est important de préciser qu'une démarche combinant des éléments de plusieurs approches exige une analyse préalable autour de sa cohérence globale (voir chapitre 7). Notre travail démontre que lorsque deux approches évaluatives partagent des épistémologies proches l'une de l'autre et qu'elles attribuent la même importance à la composante participative, la combinaison de plusieurs de leurs éléments permet de décupler leurs potentiels respectifs. Ce genre de démarches « mixtes » ou « hybrides » présente aussi des limites. On pense notamment à la quantité et à la diversité d'informations que l'analyste doit solliciter aux acteurs. Comme nous avons eu l'occasion de voir pour notre cas d'étude, la quantité de temps et de travail qu'exigeait l'exploration des « avenirs du feu » s'est traduite par un taux de participation plutôt bas.

D'un point de vue pratique, la phase d'exploration a permis, entre autres, de : (i) identifier le positionnement de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis des 4 scénarios considérés, et ce, pour chacun des enjeux ou critères retenus ; (ii) rendre explicites les connaissances, croyances ou modèles mentaux sur lesquels se basent les positionnements de ces acteurs ; (iii) clarifier la source des conflits existants entre les acteurs du feu en repérant notamment les situations d'ambigüité normative et interprétative, ainsi que les principaux éléments de clivage dialectique (importance attribuée à la « qualité de l'écosystème » ; adhésion ou pas au discours sur la (ré)ouverture du milieu forestier ; rôle central ou folklorique attribué aux filières traditionnelles ; etc.).

CONCLUSION GENERALE

Dans cette conclusion générale, nous procéderons en trois temps : premièrement, nous rappellerons les enseignements principaux de notre thèse, et ce, aussi bien au niveau théorique que pratique. Deuxièmement, nous soulignerons les limites méthodologiques de notre travail. Enfin, troisièmement, nous exposerons nos perspectives de recherche.

D'un point de vue théorique, cette thèse permet de tirer plusieurs **enseignements pertinents dans plusieurs domaines de recherche** :

(i) nous présentons l'« Economie du feu », un champ disciplinaire méconnu, largement inspiré de l'Economie Environnementale et focalisé sur la recherche d'efficacité dans la gestion du risque « feux de forêt ». Nous démontrons les limites de cette approche comme cadre évaluatif de référence pour le choix social d'un système de gestion du feu.

(ii) nous proposons une présentation de l'approche des Scénarios Environnementaux en nous basant pour cela sur la littérature de l'école dite « anglo-saxonne », qui vient donc compléter et contraster les concepts et méthodes généralement proposés par l'Ecole « française » de la Prospective. Nous exposons par ailleurs une application de cette approche à la gestion du risque « feux de forêt » dans les Maures (cette application aboutit à la construction de quatre scénarios). Nous démontrons en outre la pertinence de cette approche comme cadre heuristique et comme plateforme dialectique dans la définition collective d'un système de gestion du feu.

(iii) nous expliquons les conditions de complémentarité entre l'approche des Scénarios Environnementaux et les Approches Participatives MultiCritère (APMC). Nous développons une analyse comparative de plusieurs APMC communément appliquées à la gestion des systèmes socio-écologiques et des risques naturels (nous nous basons pour cela sur deux critères principaux : l'importance attribuée à la composante participative, et l'essence plus ou moins heuristique de chaque approche. Nous prospectons en outre les synergies possibles entre ces APMC dans le but d'appréhender simultanément au sein d'une même approche plusieurs des caractéristiques des systèmes socio-écologiques (complexité, ambiguïté, incertitude, etc.).

(iv) enfin, nous proposons une APMC hybride (car inspirée de deux approches distinctes mais globalement cohérentes) et composée de deux niveaux évaluatifs (car impliquant des jugements établis à travers des enjeux et à travers des indicateurs).

D'un point de vue pratique, cette thèse met en avant plusieurs résultats importants par rapport à la gouvernance du risque « feux de forêt » en région méditerranéenne et l'acceptabilité sociale des mesures de gestion envisageables.

Tout d'abord, **en termes de gouvernance du feu,** et sur la base des témoignages recueillis sur le terrain et des résultats obtenus à travers le processus d'exploration multicritère décrit dans le chapitre 9, nous pouvons formuler les recommandations suivantes :

1ère recommandation : **ouvrir la gestion du feu à l'ensemble des acteurs locaux à travers la création de structures participatives stables, légitimes et compétentes.** L'accès à ces structures de gouvernance ne devrait pas être réservé aux acteurs les plus influents au vu des budgets disponibles et/ou des règlements en vigueur (1ère et 2ème sphères d'influence dans la figure 8.2), mais au contraire être ouvert à toute et chacune des catégories d'acteurs (quel que soit donc leur pouvoir de décision factuel). L'exclusion d'une partie des acteurs du feu concrétise en effet la proscription des valeurs et des connaissances que ces acteurs véhiculent et peut donc constituer un vecteur de méfiance mutuelle. Plus globalement, cette exclusion peut exacerber les conflits existants autour du phénomène du feu et être à l'origine d'un processus de dislocation sociétale (comme nous avons eu occasion de le voir, les acteurs tenus à l'écart de la gestion du feu ont généralement les positionnements les plus catégoriques et entretiennent souvent les rapports les plus conflictuels avec les autres acteurs). La création des Comités de Massif et du Syndicat Mixte issu de la CFT des Maures constituent des avancées significatives dans ce sens. Il est important cependant que ces nouvelles structures intègrent les acteurs « périphériques » (agriculteurs en forêt, associations de protection de la nature, propriétaires forestiers, habitants en forêt) et que ces derniers puissent y faire valoir -avec plus ou moins de soutien- leurs arguments et leurs justifications. La participation de ces acteurs ne devrait pas se limiter à des consultations ad hoc ponctuelles, comme il a souvent été le cas jusqu'à présent, mais plutôt être consolidée formellement en adoptant la forme d'une *agora* permanente au sein de laquelle leurs perspectives peuvent être évoquées et consignées publiquement. A défaut d'une inclusion élargie de ce type, ces acteurs peuvent percevoir les structures participatives mentionnées comme des instruments de légitimation des rapports de force actuels (autrement dit, comme du « *participative washing* », en référence aux stratégies commerciales de « *greenwashing* »[1]) et adopter en conséquence un comportement d'opposition systématique.

2ème recommandation : intégrer dans les programmes de gestion du risque « feux de forêt » des enjeux traditionnellement ignorés ou sous-estimés. Comme nous avons pu le constater à travers l'exploration multicritère présentée dans ce travail de recherche, les attentes des acteurs locaux dépassent irréfutablement la simple réduction du niveau de risque et concernent des critères variés comme l'identité locale, la confiance mutuelle ou la qualité de l'écosystème. La réduction de la problématique du feu à la simple minimisation des hectares brûlés, du nombre de départs de feu ou des infrastructures endommagées conduit inéluctablement à un dialogue de sourds entre d'un côté, des gestionnaires ventant l'efficacité des parades mises en place (en termes donc de surfaces parcourues par le feu, de taux d'extinction des feux naissants, etc.) et d'un autre côté, une multitude d'acteurs critiquant cette gestion pour son opacité, l'impact écologique des ouvrages sur lesquelles elle s'appuie, l'artificialisation du milieu que cette gestion implique ou la dépendance qu'elle crée par rapport aux bailleurs de fonds. Pour sortir de cette impasse dialectique, il semble nécessaire que les documents d'orientation comme le PDPFCI intègrent explicitement les enjeux

[1] Eco-blanchiment ou verdissage.

évoqués précédemment et que ces derniers soient ensuite opérationnalisés sous forme d'objectifs de gestion au niveau des PIDAF et des Contrats de Massif.

3ème recommandation : **tenir compte des différentes sortes de conflits existant autour de la problématique du feu en prévoyant des mécanismes de gestion adaptés à leurs caractéristiques particulières.** Dans ce sens, l'exploration multicritère présentée dans cette thèse a permis d'identifier jusqu'à trois catégories de conflits qu'il convient d'adresser différemment (mais pas indépendamment) : (i) des conflits « inter-enjeux » opposant donc des valeurs dont la satisfaction simultanée est mutuellement exclusive (il s'agit là probablement des conflits les plus évidents car opposant directement deux ou plusieurs enjeux comme, par exemple, la viabilité financière et la qualité de l'écosystème) ; (ii) des conflits « intra-enjeu » d'origine interprétative (comme on a eu occasion de le voir, les acteurs du feu peuvent interpréter un même enjeu de façons diamétralement différentes et lui attacher donc des justifications opposées les unes par rapport aux autres) ; enfin, (iii) des conflits « intra-enjeu » d'origine normative (dans certains cas, nous l'avons vu, les acteurs peuvent attribuer une même signification à un enjeu particulier mais réclamer par rapport à ce dernier des niveaux de performance significativement différents, se concrétisant donc par des positionnements hétérogènes vis-à-vis des scénarios ou des options évaluées). Comme cela a été indiqué, les conflits « intra-enjeu » d'origine normative opposent le plus souvent des connaissances hétérogènes, des intérêts contradictoires et/ou des perspectives dissemblables par rapport au degré d'incertitude inhérent aux scénarios ou aux enjeux. Ce type de conflit appelle donc à la confrontation de données et d'arguments empiriques dans un contexte incertain, ainsi qu'à la négociation entre intérêts. Les conflits « inter-enjeux » et les conflits « intra-enjeu » d'origine interprétative concernent, eux, le plus souvent des visions du monde opposées et se cristallisent généralement en une cacophonie conceptuelle autour du phénomène du feu.

Notre travail de recherche identifie par ailleurs plusieurs **conditions basiques par rapport à l'acceptabilité sociale** des programmes de gestion du risque « feux de forêt » :

(i) Les acteurs locaux ne considèrent un programme de gestion du feu comme étant viable que dans la mesure où les coûts d'entretien que le programme entraîne restent relativement modérés dans le long terme et où les institutions publiques s'engagent durablement à cofinancer cet entretien. Les coûts d'entretien constituent d'ailleurs une inquiétude majeure pour l'ensemble des acteurs : il s'agit en effet de l'indicateur recevant le plus d'importance parmi les 73 indicateurs mobilisés dans la phase d'exploration des scénarios (chapitre 9). Ces résultats mettent en relief deux éléments fondamentaux par rapport à l'acceptabilité sociale de tout programme de gestion du feu : (i) l'horizon temporel sur lequel se base le positionnement des acteurs du feu est large, voire très large ; (ii) une stratégie de réduction du risque « à tout prix » a toutes les chances d'être jugée défavorablement (quelle que soit l'efficacité factuelle des mesures en question).

(ii) Aux yeux des acteurs locaux, la protection des biens et des personnes contre le feu dépend avant tout des mesures de prévention à caractère individuel qui sont entreprises par les propriétaires et/ou les usagers des installations humaines situées en forêt ou en lisière de celle-ci (comme, par exemple, le débroussaillement autour des habitations, l'utilisation de matériaux résistants au feu, l'installation d'équipements d'autoprotection, etc.). En règle générale, les acteurs associent donc un impact relativement faible en termes de protection aussi bien aux moyens d'intervention, qu'aux politiques d'aménagement du territoire (PPRif) ou aux réductions de combustible. Si ces parades

ne s'appuient donc pas sur des justifications autres que la protection de l'habitat ou des activités humaines, elles ne peuvent obtenir qu'une acceptabilité sociale marginale.

(iii) Pour être accepté socialement, un programme de gestion du risque « feux de forêt » doit s'insérer de façon cohérente dans une logique de développement territorial et contribuer notamment à l'installation et à la pérennisation d'activités agro-sylvo-pastorales et/ou touristiques en forêt. Selon nos résultats, en effet, la mise en pratique de stratégies de protection artificielles et dissociées des enjeux socio-économiques du massif où elles sont implémentées a peu de chance de recevoir le soutien des acteurs locaux et donc, d'avoir un impact significatif sur le terrain à moyen terme. Conscients de la cherté de la gestion actuelle du feu (nous avons estimé l'ensemble de dépenses de protection dans les Maures à environ 239 €/an/hectare de forêt), les acteurs locaux attendent en effet de cette gestion (et des budgets qu'elle canalise) un effet de levier sur l'économie forestière locale.

(iv) Les acteurs locaux attachent par ailleurs une importance majeure à la forêt en tant que socle identitaire de leur territoire et réclament en conséquence que les programmes de gestion du feu s'adaptent aux caractéristiques idiosyncratiques du massif d'un point de vue aussi bien historique, que politique ou culturel. L'application par analogie d'un même programme de gestion dans plusieurs massifs forestiers paraît donc hasardeuse.

v) La qualité de l'écosystème constitue un enjeu essentiellement conflictuel et requiert au sein de tout programme de gestion une explicitation claire par rapport à la vision de la nature qui y est véhiculée. Dans le territoire des Maures, comme nous l'avons vu, les acteurs locaux perçoivent globalement la fermeture de la forêt (issue de l'abandon des activités économiques traditionnelles) comme un facteur de détérioration de l'écosystème forestier. Ce point de vue n'est pas unanime cependant (voir chapitre 9). D'un point de vue patrimonial, et étant donné l'importance de cet antagonisme conceptuel, les tentatives de (ré)ouverture du milieu ne devraient pas se traduire par des mesures impliquant un impact irréversible sur le milieu.

(vi) Aucun des quatre scénarios explorés dans ce travail de recherche n'est considéré plus souhaitable que les autres selon les six enjeux retenus. En effet, le mode de vie avec le feu préféré d'un point de vue sociétal contient des éléments issus des scénarios **(RE)COLONISATION**, **ADAPTATION** et, en moindre mesure, du scénario **DOMESTICATION**. Le scénario **AFFRONTEMENT** est, lui, unanimement rejeté par l'ensemble des acteurs quel que soit l'enjeu considéré (rappelons à ce sujet qu'aux yeux d'une partie des acteurs engagés, ce scénario constitue la prolongation des choix et des tendances actuelles). Bien sûr, ces trois scénarios contiennent plusieurs éléments antagoniques et leur combinaison n'est donc envisageable qu'à condition d'opérer des choix et des sacrifices entre les enjeux considérés et les valeurs et justifications qui leur sont sous-jacentes. Des arbitrages sont également inéluctables en termes de critères de choix : comme nous l'avons vu, le scénario **RECOLONISATION** est le moins conflictuel des trois, mais est aussi le plus incertain aux yeux des acteurs ; le scénario **ADAPTATION** reçoit, lui, le plus de jugements positifs, mais implique cependant une polarisation évidente des catégories d'acteurs concernées… Face à tous ces choix d'ordre principalement politique, notre travail de recherche fournit un cadre exploratoire appropriable par les acteurs et utilisable aussi bien comme *table d'orientation* devant un paysage complexe, incertain et ambigu, que comme charte collective explicitant les choix passés, présents et futurs autour du phénomène du feu.

Pour ce qui est des **limites de notre travail de recherche**, trois points méritent une attention particulière :

(i) Pour avoir les effets escomptés, une approche interdisciplinaire et participative comme celle décrite dans cette thèse exige des moyens humains, logistiques et financiers conséquents (des moyens très probablement inaccessibles pour un chercheur agissant seul et en dehors d'un projet porté simultanément par plusieurs laboratoires). Etant donnée l'étendue du territoire étudié (environ 110.000 hectares de forêt concernant une trentaine de communes) et le nombre d'acteurs impliqués, ces besoins étaient particulièrement importants. La démarche que nous présentons et les résultats que nous avançons sont donc partiels et conditionnés par des moyens limités. Plus concrètement, la robustesse et la pertinence des « avenirs du feu » proposés dans la 2ème partie de notre travail auraient pu être confortées par l'utilisation complémentaire de modèles et de systèmes d'informations géographique, ainsi que par la réalisation de plusieurs ateliers participatifs. De façon analogue, l'APMC appliquée et décrite dans la 3ème partie de cette thèse aurait pu être complétée par la réalisation d'un ou plusieurs focus groups. Cela étant dit, les outils finalement employés se sont avérés cohérents et convaincants par rapport à la vocation heuristique et constructiviste de notre recherche.

(ii) Le fait de ne pas avoir de partenaire institutionnel sur le terrain peut avoir limité notre légitimité auprès de certains acteurs. Cela peut aussi nuancer l'impact concret des résultats de cette recherche. Comme nous l'avons précisé antérieurement, il s'agissait-là d'un choix volontaire (le but étant de n'avoir aucune étiquette aux yeux des acteurs locaux dans un contexte particulièrement conflictuel).

(iii) Enfin, comme pour toute approche participative, des critiques peuvent être réalisées par rapport à la légitimité des acteurs engagés et à la représentativité des résultats obtenus. Nous ne considérons pas cependant ces critiques comme fondamentales dans la mesure où notre démarche ne vise pas la production d'un output décisionnel directement applicable, mais plutôt la création d'une plateforme d'exploration.

Enfin, en ce qui concerne les **perspectives de recherche**, il serait intéressant d'appliquer le cadre évaluatif[2] exposé dans ce travail de recherche à d'autres massifs forestiers 'soumis' au risque « feux de forêt », que ce soit en France ou à l'étranger, et de comparer ensuite les résultats obtenus en considérant les éléments idiosyncratiques de chaque territoire. Il serait également intéressant d'appliquer ce cadre évaluatif à d'autres risques naturels (inondations, avalanches, crues, etc.) et d'analyser ex post les similitudes et les différences entre les différents risques étudiés. D'un point de vue théorique, l'application à d'autres cas d'études de l'APMC ici présentée pourrait permettre également de corriger certaines des limites que nous avons repérées et de tester concrètement sa flexibilité.

[2] Nous faisons ici référence à l'approche suivie dans cette thèse et non pas aux éléments concrets que nous avons retenus (acteurs, enjeux, scénarios, etc.).

Références bibliographiques

ABSHER, J., VASKE, J. & SHELBY, L. (2009) : *Residents' Responses to Wildland Fire Programs: A Review of Cognitive and Behavioral Studies*, General Technical Report GTR-PSW-223, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany.

ADAMS, D. M. & LATTA, G. S. (2005) : « Costs and regional impacts of restoration thinning programs on the national forests in eastern Oregon », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35(6), pp. 1319-1330.

ADGER, N. & LUTTRELL, C. (2000) : « Property rights and the utilisation of wetlands », *Ecological Economics*, vol. 35, pp. 75-89.

AGEE, J. K. (1993) : *Fire ecology of Pacific Northwest forests*, Island Press, Washington D.C.

AGUILAR, S. & MONTIEL, C. (2011) : « The challenge of applying governance and sustainable development to wildland fire management in Southern Europe », *Journal of Forestry Research*, vol. 22(4), pp. 627-639.

AJZEN, I. & BROWN, T. (1996) : « Information Bias in Contingent Valuation: Effects of Personal Relevance, Quality of Information, and Motivational Orientation », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.30, pp. 43-57.

ALDRED, J. (1997) : « Existence Value, Moral Commitments and In-kind Valuation », in : FOSTER, J. (ed.) : *Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment*, Routledge, London, 155-169.

ALDRED, J. (2006) : « Incommensurability and Monetary Valuation », *Land Economics*, vol. 82(2), pp. 141-161.

ALDRED, J. & JACOBS, M. (2000) : « Citizens and wetlands: evaluating the Ely citizens' jury », *Ecological Economics*, vol. 34, pp. 217–232.

ALEXANDRIAN, D., LAMPIN, C., MAVSAR, R., MOGAS, J., RIERA, P. & TOLRON, J. J. (2006) : *Towards methods for studying the costs-to-benefits ratio of wildland fire prevention*, Delivrable D-05-03, Euro-Mediterranean Wildland Fire Laboratory (EURIRELAB).

ALTHAUS, I. A. & MILLS, T. J. (1982) : *Resource Values in Analizing Fire Management Programs for Economic Efficiency*, General Technical Report GTR-PSW-57, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley.

AMOURIC, H. (1992) *: Le feu à l'épreuve du temps : témoins et arguments*, Narration, Aix.

ANDERSON, E. (1993) : *Values in Ethics and Economics*, Harvard University Press, Cambridge.

ARNO, S. E. & BROWN, J. K. (1991) : « Overcoming the paradox in managing wildland fire », *Western Wildlands*, Spring, pp. 40-46.

ARNO, S. E. & ALLISON-BUNNELL, S. (2002) : *Flames in Our Forest: Disaster or Renewal?*, Island Press, Washington D. C.

ARNOLD, R. K. (1949) : *Economic and social determinants of an adequate level of forest fire control*, Ph.D. Dissertation, University of Michigan, Ann Arbor.

ARNSTEIN, S. (1969) : « A Ladder of Citizen Participation », *Journal of the American Planning Association*, vol. 35(4), pp. 216-224.

ARROW, K., SOLOW, R., PORTNEY, P. R., LEAMER, E. E., RADNER, R. & SCHUMAN, H. (1993) : « Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation », *Federal Register*, vol. 58(10), pp. 4601-4614.

BANVILLE C., LANDRY M., MARTEL J.M. & BOULAIRE C. (1998) : « A stakeholder approach to MCDA », *Systems Research and Behavioral Science*, vol. 15, pp. 15-32.

BARBIER, E. B. (2007) : « Valuing ecosystem services as productive inputs », *Economic Policy*, vol. 22(49), pp. 177-229.

BARBOUR, R. J., FIGHT, R. D., CHRISTENSEN, G. A., PINJUV, G. L. & NAGUBADI, R. V. (2004) : *Thinning and prescribed fire and projected trends in wood product potential, financial return, and fire hazard in Montana*, General Technical Report PNW-GTR-606, United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.

BATEMAN, I., LANGFORD, I., TURNER, R., WILLIS, K. & GARROD, G. (1995) : « Elicitation and truncation effects in contingent valuation studies », *Ecological Economics*, vol. 12, pp. 161-179.

BATEMAN, I. & MAWBY, J. (2004) : «First impressions count: interviewer appearance and information effects in stated preference studies », *Ecological Economics*, vol. 49, pp. 47-55.

BAUMGARTNER, D. C. & SIMARD, A. J. (1982) : *Wildland fire management economics: a state of the art review and bibliography*, General Technical Report NC-72, U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, St. Paul.

BECKERMAN, W. & PASEK, J. (1997) : « Plural values and Environmental Evaluation », *CSERGE Working Paper GEC*, n°96-11.

BEIERLE, T. C. & CAYFORD, J. (2002) : *The Quality of Stakeholder-Based Decisions in Practice: Public Participation in Environmental Decisions*, Resources for the Future, Washington D.C.

BELLAMY, R., CHILVERS, J., VAUGHAN, N.E. & LENTON, T. M. (2013) : « Opening up geoengineering appraisal: Multi-Criteria Mapping of options for tackling climate change », *Global Environmental Change*, vol. 23, pp. 926-937.

BELLINGER, M. D., KAISER, H. F. & HARRISON, H. A. (1983) : « Economic Efficiency of Fire Management on Nonfederal Forest and Range Lands », *Journal of Forestry*, vol. 81(6), pp. 373-378.

BENNETT, E., PETERSON, G., & GORDON, L. (2002) : « Understanding relationships among multiple ecosystem services », *Ecology Letters*, vol. 12, pp. 1394–1404.

BENNETT, E. M., PETERSON, G. D. & GORDON, L. J. (2009) : « Understanding relationships among multiple ecosystem services », *Ecology Letters*, vol. 12, pp. 1394-1404.

BERRY, A. H. & HESSELN, H. (2004) : « The effect of the wildland-urban interface on prescribed burning costs in the Pacific Northwestern United States », *Journal of Forestry*, vol. 102(6), pp. 33-37.

BILSBOROUGH, S. (1997) : « Princing the countryside: the example of Tir Cymen », in : FOSTER, J. (ed.) : *Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment*, Routledge, London, pp. 89-102.

BLAMEY, R., COMMON, R. & QUIGGIN, J. (1995) : « Respondents to Contingent Valuation Surveys: consumers or citizens ? », *Australian Journal of Agricultural Economics*, vol. 39(3), pp. 263-288.

BLANC, G. H. (1988) : *Les incendies des forêts varoises - Les rubans de feu varois*, édité par l'auteur.

BLATTENBERGER, G., HYDE, W. F. & MILLS, T. J. (1984) : *Risk in Fire Management Decisionmaking: techniques and criteria*, General Technical Report GTR-PSW-80, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley.

BOLTANSKI, L. & THEVENOT, L. (1991) : *De la justification : les économies de la grandeur*, Gallimard, Paris.

BONNIEUX, F. (1998) : « Principes, mise en œuvre et limites de la méthode d'évaluation contingente », *Economie Publique*, vol. 1, pp. 47-90.

BOWLES, S. (1998) : « Endogenous Preferences: The Cultural Consequences of Markets and other Economic Institutions », *Journal of Economic Literature*, vol. 36, pp. 75-111.

BOYLE, K. (1989) : « Commodity Specification and the Framing of Contingent-Valuation Questions », *Land Economics*, vol. 65(1), pp. 57-63.

BRADBURY, J. A. (1989) : « The policy implications of differing concepts of risk », *Science, Technology and Human Values*, vol. 14, pp. 380-399.

BREDIF, H. & BOUDINOT, P. (2001) : *Quelles forêts pour demain ? Éléments de stratégie pour une approche rénovée du développement durable*, L'Harmattan, Paris.

BROMLEY, D. W. (1985) : « Resources and Economic Development: An Institutionalist Perspective », *Journal of Economic Issues*, vol. 19, n°3, pp. 779-796.

BROMLEY, D. W. (1989) : « Entitlements, Missing Markets, and Environmental Uncertainty », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 17, pp. 181-194.

BROMLEY, D. W. (1990) : « The ideology of Efficiency: Searching for a Theory of Policy Analysis », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 19, pp. 86-107.

BROMLEY, D. W. (1995) : « Property rights and natural resource damage assessments », *Ecological Economics*, vol. 14, pp. 129-135.

BROMLEY, D. W. (1998) : « Searching for sustainability: The poverty of spontaneous order », *Ecological Economics*, vol. 24, pp. 231-240.

BROMLEY, D. W. (2004) : «Reconsidering Environmental Policy: Prescriptive Consequentialism and Volitional Pragmatism», *Environmental and Resource Economics*, vol. 28, pp. 73-99.

BROMLEY, D. W. (2007) : «Environmental regulations and the problem of sustainability: Moving beyond "market failure" », *Ecological Economics*, vol. 63, pp. 676-683.

BROMLEY, D. W. & PAAVOLA, J. (eds.) (2002) : *Economics, Ethics, and Environmental Policy : Contested Choices*, Blackwell Publishing, Oxford.

BROMLEY, D. W. & PAAVOLA, J. (2002) : « Economics, Ethics, and Environmental Policy », in : BROMLEY, D. W. & PAAVOLA, J. (2002) : *Economics, Ethics, and Environmental Policy : Contested Choices*, Blackwell Publishing, Oxford, pp. 261-276.

BROUWER, R. (2000) : « Environmental value transfer: state of the art and future prospects », *Ecological Economics*, vol. 32, pp. 137-152.

BROUWER, R., LANGFORD, I., BATEMAN, I., CROWARDS, T. & TURNER, R. (1997) : « A meta-analysis of wetland contingent valuation studies », *CSERGE Working Papers*, n°97-20.

BROUWER, R., POWE, N., TURNER, K., BATEMAN, I. & LANGFORD, I. (1999) : « Public Attitudes to Contingent Valuation and Public Consultation », *Environmental Values*, vol. 8(3), pp. 325-347.

BROWN, T. & GREGORY, R. (1999) : « Why the WTA–WTP disparity matters ? », *Ecological Economics*, vol. 28, pp. 323-335.

BROWN, T.C., PETERSON, G.L. & TONN, B. E. (1995) : « The Values Jury to Aid Natural Resource Decisions », *Land Economics*, vol.71, pp. 250-260.

BRUNSON, M.W. & EVANS, J. (2005) : « Badly Burned? Effects of an Escaped Prescribed Burn on Social Acceptability of Wildland Fuels Treatments », *Journal of Forestry*, vol. 103, pp. 134-138.

BURGESS, J., CLARK, J. & HARRISON, C. (1998) : « Respondents' evaluations of a CV survey: a case study based on an economic valuation of the Wildlife Enhancement Levels in East Scheme, Pevensey Sussex », *Area*, vol. 30(1), pp. 19-27.

BURGESS, J., CLARK, J. & HARRISON, C. (2000) : « Culture, communication, and the information problem in contingent valuation surveys: a case study of a Wildlife Enhancement Scheme », *Environment and Planning C: Government and Policy*, vol. 18, pp. 505-524.

BUTRY, D.T., MERCER, D.E., PRESTEMON, J.P., PYE, J.M. & HOLMES, T.P. (2001) : « What is the price of catastrophic wildfire? »*, Journal of Forestry*, vol. 99(11), pp. 9-17.

BUTTOUD, G. (2000) : « How can policy take into consideration the "full value" of forests? »*, Land Use Policy*, vol. 17, pp. 169-175.

CADENASSO, M. L. PICKETT, S. T. & GROVE, J. M. (2006) : « Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history »*, Ecological Complexity*, vol. 3, pp. 1-12.

CALABRESI, G. (1991) : « The Pointlessness of Pareto: Carrying Coase Further »*, Yale Law School Legal Scholarship Series*, pp. 1211-1238.

CALABRESI, G. & DOUGLAS, M. (1972) : « Property Rules, Liability Rules, and Inalienability: One View of the Cathedral », *Harvard Law Review*, vol. 85(6), pp. 1089-1128.

CALKIN, D. E., GEBERT, K. M., JONES, J. G. & NEILSON, R. P. (2005) : « Forest Service Large Fire Area Burned and Suppression Expenditure Trends, 1970-2002 »*, Journal of Forestry*, vol. 103(4), pp. 179-183.

CARPENTER, S. R. & FOLKE, C. (2006) : « Ecology for Transformation », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, pp. 309-315.

CARSON, R., FLORES, N. & MEADE, N. (2001) : « Contingent Valuation: Controversies and Evidence », *Environmental and Resource Economics*, vol. 19, pp. 173-210.

CASTELLNOU, M; RODRIGUEZ, L; MIRALLES, M. (2005) : « Urbanizaciones y el fuego forestal. Aportaciones desde la experiencia de Catalunya durante la campaña forestal de 2003», *II Conferencia Internacional sobre Estrategias de Prevención de Incendios*, Barcelona. 9-11 Mayo 2005.

CASTREE, N. (2003) : « Commodifying what nature? », *Progress in Human Geography*, vol. 27(3), pp. 273-297.

CHALLOT, A. (2004) : « Forêt méditerranéenne et incendies dans l'histoire », *Forêt méditerranéenne*, vol. XXV, n°5, pp. 249-258.

CHAMARET, A. (2007) : *Une démarche top-down / bottom-up pour l'évaluation en termes multicritères et multiacteurs des projets miniers dans l'optique du développement durable. Application sur les mines d'Uranium d'Arlit (Niger)*, Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Versailles Saint-Quentin-en- Yvelines (UVSQ), Guyancourt.

CHAN, K., SHAW, M. R., CAMERON, D.R., UNDERWOOD E.C. & DAILY G.C. (2006) : « Conservation Planning for Ecosystem Services », *PLoS Biology*, vol. 4(11), e379.

CHENG, A. S., BECKER, D. R. (2005) : « Public perspectives on the wildfire problem», *Management Today*, vol. 65(3), pp. 12-15.

CHILTON, S. & HUTCHINSON W. (1999) « Exploring Divergence Between Respondent and Researcher Definitions of the Good in Contingent Valuation Studies », *Journal of Agricultural Economics*, vol. 50(1), pp. 1-16.

CLARK, J., BURGESS, J., & HARRISON, C. (2000) : « ''I struggled with this money business'': respondents' perspectives on contingent valuation », *Ecological Economics*, vol. 33, pp. 45-62.

CLEMENT, V. (2005) : « Les feux de forêt en Méditerranée : un faux procès contre Nature », *L'Espace géographique*, vol. 34(4), pp 289-304.

CLEAVES, D. A. & HAINES, T. K. (1995) : « Regulation and liability risk: influences on the practice and the pricetag of prescribed burning, in BRYAN, D. C., *Proceedings of the 'Environmental regulation & prescribed fire: Legal and social challenges' Conference*, Center for Professional Development, Florida State University, Tallahassee, pp. 165–185.

CLEAVES, D. A., MARTINEZ, J. & HAINES, T. K. (2000) : *Influences on prescribed burning activity and costs in the National Forest System*, General Technical Report SRS-37, U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station, Asheville.

COGLIANESE, C. (1999) : « The Limits of Consensus », *Environment*, vol. 41, pp. 28-33.

COLLINS, T. W. (2008a) : « The political ecology of hazard vulnerability: marginalization, facilitation and the production of differential risk to urban wildfires in Arizona's White Mountains », *Journal of Political Ecology*, vol. 15, pp. 21-43.

COLLINS, T. W. (2008b) : « What influences hazard mitigation? Household decision making about wildfire risks in Arizona's White Mountains », *The Professional Geographer*, vol. 60(4), pp. 508-526.

CORTNER, H. J., GARDNER, P. D. & TAYLOR, J. G. (1990) : « Fire Hazards at the Urban-Wildland Interface: What the Public Expects », *Environmental Management*, vol. 14(1), pp 57-62.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, J. G., SUTTON, P. & van den BELT, M. (1997) : « The value of the world's ecosystem services and natural capital », *Nature*, vol. 387, pp. 253-260.

COTTINGHAM, K. L. (2002) : « Tackling Biocomplexity: The Role of People, Tools, and Scale », *BioScience*, vol. 52(9), pp. 793-799.

COWEN, T. (1989) : « Are all tastes constant and identical? A critique of Stigler and Becker », *Journal of Economic Behavior and Organization*, vol.11, pp. 127-135.

COWEN, T. (1993) : « The Scope and Limits of Preference Sovereignity », *Economics and Philosophy*, vol. 9, pp. 253-269.

CRAIG, R. B., FRANK, B., HAYES, G. L. & JEMISON, G. M. (1945) : *Fire losses and justifiable protection costs in the southern piedmont of Virginia*, USDA Forest Service, Applachian Forest Experiment Station, Asheville.

CROITORU, L., GATTO, P., MERLO, M. & PAIERO, P. (2005) : « Italy », in : MERLO, M. & CROITORU, L. (eds.) : *Valuing Mediterranean Forests, Towards Total Economic Value*, CABI Publishing, Wallingford, pp. 279-298.

CUMMINGS, R., BROOKSHIRE, D. & SCHULZE, W. (1986) : *Valuing Environmental Goods: A State of the Arts Assessment of the Contingent Valuation Method*, Rowman and Allenheld, Totowa.

CUTTER, S. (2003) : « The vulnerability of science and the science of vulnerability », *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 93(1), pp. 1-12.

CVETKOVICH, G. T. & WINTER, P. L. (2008) : *The Experience of Community Residents in a Fire-Prone Ecosystem: A Case Study on the San Bernardino National Forest*, Research Paper PSW-RP-257, United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Riverside.

DALIGAUX, J. (1995) : « L'industrie du liège dans le massif des Maures du début du XIXe siècle à la fin du XXe siècle : apogée et déclin d'une industrie rurale provençale », *Provence Historique*, Fascicule 181, pp. 385-409.

DALIGAUX, J. (1996) : « Urbanisation et évolution de la propriété foncière en milieu rural. Le cas du massif des Maures (Var) », *Méditerranée: Revue géographique des pays méditerranées*, vol. 83, n°1-2, pp. 27-36.

DALY-HASSEN, H. & BEN MANSOURA, A. (2005) : « Tunisia », in : MERLO, M. & CROITORU, L. (eds.) : *Valuing Mediterranean Forests, Towards Total Economic Value*, CABI Publishing, Wallingford, pp. 105-122.

DAKE, K. (1992) : « Myths of Nature: Culture and the Social Construction of Risk », *Journal of Social Issues*, vol. 48(4), pp. 21-37.

DDAF 83 (Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt du Var) (2008) : *Plan Départemental de Protection des Forêts Contre les Incendies* (PDPFCI).

D'ERCOLE, R. & METZGER, P. (2005) : « Repenser le concept de risque pour une gestion préventive du territoire » / « Rethinking the concept of risk for preventive land management », *Pangea*, juin-décembre, p. 19-36.

DE BANO, L. F., NEARY, D. G. & FOLLIOT, P. F. (1998) : *Fire Effect on Ecosystems*, John Willey and Sons, New York.

DE GROOT, R., WILSON, M. & BOUMANS, R. (2002) : « A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services », *Ecological Economics*, vol. 41, pp. 393-408.

DE MARCHI, B. & RAVETZ, J. R. (1999) : « Risk management and governance: a post-normal science approach », *Futures*, vol. 31, pp. 743-757.

DE MARCHI, B., FUNTOWICZ, S. O., LO CASCIO, S. & MUNDA, G. (2000) : « Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily », *Ecological Economics*, vol. 34, pp. 267-282.

DE MONTIS, A., DE TORO, P., DROSTE-FRANKE, B., OMANN, I. & STAGL, S. (2000) : « Criteria for quality assessment of MCDA methods », paper presented at the 3rd conference of ESEE, May 3-6, Vienna.

DE RIBBE, Ch. (1865) : *Des incendies de forêts dans la région des Maures et de l'Esterel. Leurs causes. Leur histoire. Moyens d'y remédier*, Librairie Agricole, Paris.

DESAIGUES, B. & POINT, P. (1993) : *Economie du Patrimoine Naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Economica, Paris.

DESVOUGES W. H., REED, J. F., DUNFORD, R. W., BOYLE, K. J., HUDSON, S. P. & WILSON, K. N. (1993) : « Measuring Natural Resource Damages with Contingent Valuation: Tests of Validity and Reliability », in : HAUSMAN, J. A. (ed.), *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, North-Holland, Amsterdam, pp. 91-159.

DEVAUX, B. (1995) : « La conservation des tortues d'Hermann dans le contexte des milieux perturbés », *Forêt Méditerranéenne*, T. XVI, n°3, pp. 397-400.

DIAMOND, P. & HAUSMAN, J. (1994) : « Contingent Valuation : Is some number better than no one ? », *The Journal of Economic Perspectives*, vol. 8(4), pp. 45-64.

DODGSON, J., SPACKMAN, M., PEARMAN, A., & PHILLIPS, L. (2000). *Multi-criteria analysis: a manual*, Department for Communities and Local Government, London.

DOMBECK, M. P., WILLIAMS, J. E. & WOOD, C. A. (2004) : « Wildfire Policy and Public Lands: Integrating Scientific Understanding with Social Concerns across Landscapes », *Conservation Biology*, vol. 18(4), pp. 883-889.

DONOVAN, G. H., RIDEOUT, D. B. & OMI, P. N. (1999) : « The Economics Efficiency of the National Fire Management Analysis System and FIREPRO », in : GONZÁLEZ-CABÁN, A. & OMI, P. (eds.), *Proceedings of the Symposium on 'Fire Economics, Planning and Policy: Bottom Lines'*, 5–9 Avril 1999, San Diego, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, General Technical Report PSW-GTR-173.

DONOVAN, G. H. & RIDEOUT, D. B. (2003) : « A reformulation of the Cost Plus Net Value Change (C+NVC) Model of Wildfire Economics », *Forest Science*, vol. 49(2), pp. 318-323.

DONOVAN, G. H., BROWN, T. C. (2005) : « An Alternative Incentive Structure for Wildfire Management on National Forest Land », *Forest Science*, vol. 51(5), pp. 387-395.

DONOVAN, G. H., BROWN, T. C. (2007) : « Be careful what you wish for: the legacy of Smokey Bear », *Frontiers in Ecology and the Environment, vol.* 5(2), pp. 73-79.

DOUGUET J. M. & SCHEMBRI, P. (2000) : *Qualité de l'eau et agricultures durables. Une approche structurelle de l'évaluation des politiques publiques d'environnement appliquée à la région Bretagne*, Rapport de Recherche du C3ED, Université de Versailles St-Quentin-en-Yvelines, Guyancourt.

DRAGUN, A. K. & JAKOBSSON, M. J. (eds.) : *Sustainability and global environmental policy : new perspectives*, Edward Elgar, Cheltenham.

EDWARDS, S. (1986) : « Ethical Preferences and the Assessment of Existence Values: Does the Neoclassical Model Fit? », *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics*., vol. 15(2), pp. 145-150.

ELSTER, J. (1982) : « Sour grapes – utilitarianism and the genesis of wants' », in : SEN, A. K. & WILLIAMS, B. A. (eds.), *Utilitarianism and Beyond*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 219-238.

ELSTER, J. ([1986] 1997) : « The Market and the Forum : Three Varieties of Political Theory », in : BOHMAN, J. & REHG, W. (eds.) (1997), *Deliberative Democracy*, The MIT Press, Cambridge, pp. 3-53.

ENGLIN, J., BOXALL, P. C., CHAKRABORTY, K. & WATSON, D. O. (1996) : « Valuing' the Impacts of Forest Fires on Backcountry Forest Recreation », *Forest Science*, vol. 42(4), pp. 450-455.

ENGLIN, J., LOOMIS, J. B. & GONZÁLEZ-CABÁN, A. (2001) : « The dynamic path of recreational values following a forest fire: a comparative analysis of states in the Intermountain West », *Canadian Journal of Forest Research*., vol. 31, pp. 1837-1844.

ETZIONI, A. (1985) : « Opening the preferences: A socio-economic research agenda », *Journal of Behavioral Economics*, vol. 14, pp. 183-205.

ETZIONI, A. (1988) : « Normative-affective factors toward a new decision-making model », *Journal of Economic Psychology*, vol. 9, pp. 125-150.

FABER, M., PETERSEN, T. & SCHILLER, J. (2002) : « Homo oeconomicus and homo politicus in Ecological Economics », *Ecological Economics*, vol. 40, pp. 323-333.

FARBER, S. C., COSTANZA, R. & WILSON, M. A. (2002) : « Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services », *Ecological Economics*, vol. 41, pp. 375-392.

FAUCHEUX, S., FROGER G. & NOËL J.-F. (1993) : « Quelle hypothèse de rationalité pour le développement soutenable ? », *Économie Appliquée*, n°4, pp. 59-103.

FAUCHEUX, S. & NOËL, J.-F. (1995) : *Economie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Paris.

FAUCHEUX, S. & FROGER G. (1995) : « Decision-making under environmental uncertainty », *Ecological Economics*, vol. 15, pp. 29-42.

FAUCHEUX, S., O'CONNOR, M. & VAN DER STRAATEN, J. (eds.) (1998) : *Sustainable Development: Concepts, Rationalities and Strategies*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

FAUSSILLON, E. (1997) : *L'homme et l'espace dans le Massif des Maures et sa périphérie, communes de Sainte Maxime, le Muy, les Arcs, Vidauban, la Garde Freinet, Grimaud, Cogolin et le Plan de la Tour, de la révolution à nos jours*, Thèse de Doctorat, Université de Nice-Sophia Antipolis.

FAUSSILLON, E. (2000) : *Sainte Maxime de l'agriculture ancestrale au tourisme roi 1789 – 1999*, Serre Editeur, Nice.

FIGHT, R. D., BARBOUR, R. J., CHRISTENSEN, G. A., PINJUV, G. L. & NAGUBADI, R. V. (2004) : *Thinning and Prescribed Fire and Projected Trends in Wood Product Potential, Financial Return, and Fire Hazard in New Mexico*, General Technical Report PNW-GTR-605, United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.

FINNEY, M. A. (2005) : « The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire », *Forest Ecology and Management*, vol. 211, pp. 97-108.

FIORINO, D. J. (1990) : « Citizen Participation and Environmental Risk: A Survey of Institutional Mechanisms », *Science, Technology & Human Values*, vol. 15(2), pp. 226-243.

FISCHHOFF, B. & FURBY, L. (1988) : « Measuring values: A conceptual framework for interpreting transactions », J*ournal of Risk and Uncertainty,* vol. 1, 147-184.

FLINT, H. R. (1924) : « The appraisal of forest fire damages », *Journal of Forestry*, vol. 22, pp. 154-161.

FLOWERS, P., VAUX, H., GARDNER, P. & MILLS, T. (1985) : *Changes in Recreation Values After Fire in the Rocky Mountains*, Research Note PSW-RN-373, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley.

FOSTER, J. (1994) : « Beyond Costs and Benefits : Weighing Environmental Goods », *Analyse & Kritik*, vol. 16, pp. 133-149.

FOSTER, J. (ed.) (1997) : *Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment*, Routledge, London.

FRIED, J. S., WINTER, G. J. & GILLES, J. K. (1999) : « Assessing the Benefits of Reducing Fire Risk in the Wildland-Urban Interface: A Contingent Valuation Approach », *International Journal of Wildland Fire*, vol. 9(1), pp. 9-20.

FUNTOWICZ, S., O'CONNOR, M. & RAVETZ, J. (1997) : « Emergent Complexity and Ecological Economics », in : van den BERGH, J. & van der STRAATEN, J. (eds.), *Economy and Ecosystems in Change: Analytical and Historical Approaches*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 75-95.

FUNTOWICZ, S. & O'CONNOR, M. (1999) : « The Passage from Entropy to Thermodynamic Indeterminacy: Long-term Principles for Sustainability », in : MAYUMI K. & GOWDY J. M. (eds.), *Bioeconomics and Sustainability, Essays in Honour of Nicholas Georgescu-Roegen*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 257-286.

FUNTOWICZ, S. & RAVETZ, J. (1993) : « Science for the Post-Normal Age », *Futures,* vol. 25(7), pp. 739-755.

GAILLARD, J.-C. (2006) : « Naturelles les catastrophes ? », *Pour la Science*, 51, pp. 118-119.

GALTIER, J.-F. (2006) : « Les incendies de forêt aux portes des villes », Cafés Géographiques de Toulouse, entretien disponible sur : http://cafe-geo.net/wp-content/uploads/Compte-rendu-Incendies-de-for%C3%AAts-15.02.06.pdf (dernière consultation : septembre 2014).

GAMBOA, G. (2006) : « Social multi-criteria evaluation of different development scenarios of the Aysén region, Chile », *Ecological Economics*, vol. 59, pp. 157-170.

GAMBOA, G. & MUNDA, G. (2007) : « The problem of windfarm location: A social multi-criteria evaluation framework », *Energy Policy*, vol. 35, pp. 1564-1583.

GARMENDIA, E., GAMBOA, G., FRANCO, J., GARMENDIA, J. M., LIRIA, P. & OLAZABAL, M. (2010) : « Social multi-criteria evaluation as a decision support tool for integrated coastal zone management », *Ocean & Coastal Management*, vol. 53(7), pp. 385-403.

GEBERT, K. M., CALKIN, D. E. & YODER, J. (2007) : « Estimating Suppression Expenditures for Individual Large Wildland Fires », *Western Journal of Applied Forestry*, vol. 22(3), pp. 188-196.

GEBERT, K. M., CALKIN, D. E., HUGGETT, R. J. & ABT, K. L. (2008) : « Economic Analysis of Federal Wildfire Management Programs », in : HOLMES, T. P., PRESTEMON, J. P. & ABT, K. L. (eds.), *The Economics of Forest Disturbances: Wildfires, Storms, and Invasive Species*, Springer, pp. 295-322.

GIAMPIETRO, M. (2002) : « Complexity and Scales: The Challenge for Integrated Assessment », *Integrated Assessment*, vol. 3(2-3), pp. 247-265.

GILBERT, C. (2003) : « Limites et ambiguïtés de la territorialisation des risques », Pouvoirs Locaux, vol. 56, pp. 48-52.

GILBERT, C. (2009) : « La vulnérabilité : une notion vulnérable ? À propos des risques naturels », in : BECERRA S. & PELTIER, A. (eds.), *Risques et Environnement : recherches interdisciplinaires sur la Vulnérabilité des sociétés,* Paris, L'Harmattan, pp. 23-40.

GILL, A. M. (2005) : « Landscape fire as social disasters: An overview of 'the bushfire problem' », *Environmental Hazards*, vol. 6, pp. 65-80.

GILLESS, J. K. & FRIED, J. S. (1991) : « Implementation of a wildland fire protection planning system by a state resource management agency: simulation proves more useful than optimization », *Proceedings of the Symposium on Systems Analysis in Forest Resources*, Charleston, pp. 312-319.

GINTIS, H. (2000) : « Beyond Homo economicus: evidence from experimental economics », *Ecological Economics*, vol. 35, pp. 311-322.

GINTIS, H. & ROMER, P. (1998) : *The Human Side of Economic Analysis: Economic Environments and the Evolution of Norms and Preferences*, Technical Report, Department of Economics, University of Massachusetts.

GODARD, O. (2003) : « Développement durable et principes de légitimité », *Cahiers du Laboratoire d'Econométrie de l'Ecole Polytechnique*, Cahier n° 2003-016.

GODARD, O. (2004a) : « Autour des conflits à dimension environnementale : Évaluation économique et coordination dans un monde complexe », *Cahiers d'Economie Politique*, vol. 47, pp. 127-153.

GODARD, O. (2004b) : « La pensée économique face à la question de l'environnement », *Cahiers du Laboratoire d'Econométrie de l'Ecole Polytechnique*, Cahier n° 2004-013.

GODARD, O. (2005) : « Les trois courants complémentaires du champ de l'économie de l'environnement : une lecture systémique », *Cahiers d'Epistémologie de l'Université du Québec*, cahier n° 2005-09.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E. & RUIZ-PÉREZ, M. (2011) : « Economic valuation and the commodification of ecosystem services », *Progress in Physical Geography*, vol. 35(5), pp. 613-628.

GONZÁLEZ-CABÁN, A. (1997) : « Managerial and institutional factors affect prescribed burning costs », *Forest Science*, vol. 43(4), pp.535-543.

GONZÁLEZ-CABÁN, A. (2007) : « Wildland Fire Management Policy and Fire Management Economic Efficiency in the USDA Forest Service », in : *Proceedings of the IV International Wildland Fire Conference*, 13-17 Mai 2007, Seville.

GONZÁLEZ-CABÁN, A., SHINKLE, P. B. & MILLS, T. J. (1986) : *Developping Fire Management Mixes for Fire Program Planning*, General Technical Report GTR-PSW-88, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley.

GONZÁLEZ-CABÁN, A., LOOMIS, J.B., RODRIGUEZ, A. & HESSELN, H. (2007) : « A comparison of CVM survey response rates, protests and willingness-to-pay of Native Americans and general population for fuels reduction policies », *Journal of Forest Economics*, vol. 13(1), pp. 49-71.

GONZÁLEZ-HIDALGO, M., OTERO, I. & KALLIS, G. (2014) : « Seeing beyond the smoke: the political ecology of fire in Horta de Sant Joan (Catalonia) », *Environment and Planning A*, vol. 46(5), pp. 1014-1031.

GOODIN, R. (1994) : « Selling Environmental Indulgences », *Kyklos*, vol. 47, pp. 573-596.

GORTE, J. K. & GORTE R. W. (1979) : *Application of economic techniques to fire management – A status review and evaluation*, General Technical Report GTR-INT-53, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden.

GOWDY, J. (1997) : « The Value of Biodiversity: Markets, Society, and Ecosystems », *Land Economics*, vol. 73(1), pp. 25-41.

GOWDY, J. (2004) : « The Revolution in Welfare Economics and Its Implications for Environmental Valuation and Policy », *Land Economics*, vol. 80(2), pp. 239–257.

GOWDY, J. & O'HARA, S. (1995) : *Economic Theory for Environmentalists*, St Lucie Press, Delray Beach.

GOWDY, J. & MAYUMI, K. (2001) : « Reformulating the foundations of consumer choice theory and environmental valuation », *Ecological Economics*, vol. 39, pp. 223–237.

GRABISCH, M. (2005) : « Une approche constructive de la décision multicritère », *Traitement du signal*, vol. 22(4).

GREGORY, R., LICHTENSTEIN, S. & SLOVIC, P. (1993) : « Valuing Environmental Resources: A Constructive Approach », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 7, pp. 177-197.

GREGORY, R. & SLOVIC, P. (1997) : « A constructive approach to environmental valuation », *Ecological Economics*, vol. 21, pp. 175-181.

GRIFFIN, J. (1988) : *Well-being. Its Meaning, Measurement and Moral Importance*, Clarendon Press, Oxford.

GROVE-WHITE, R. & SZERSZYNSKI, B. (1992) : « Getting Behind Environmental Ethics », *Environmental Values*, vol. 1, pp. 285-96.

GUITOUNI, A. & MARTEL J.M. (1998) : « Tentative guidelines to help choosing an appropriate MCDA method », *European Journal of Operational Research*, vol. 109, pp. 501-521.

HABERMAS, J. ([1991] 1992) : *De l'éthique de la discussion*, Les éditions du cerf, Paris.

HANEMANN, M. (1994) : « Valuing the Environment Through Contingent Valuation », *The Journal of Economic Perspectives*, vol. 8(4), pp. 19-43.

HANLEY, N. (1992) : « Are There Environmental Limits to Cost Benefit Analysis? », *Environmental and Resource Economics*, vol. 2, pp. 33-59.

HANSEN, S. F. (2010) : « Multicriteria mapping of stakeholder preferences in regulating nanotechnology », *Journal of Nanoparticle Research*, vol. 12, pp. 1959-1970.

HARTSOUGH, B. R., ABRAMS, S., BARBOUR, R. J., DREWS, E. S., McIVER, J. D., MOGHADDAS, J. J., SCHWILK, D. W. & STEPHENS, S. L. (2008) : « The economics of alternative fuel reduction treatments in western United States dry forests: Financial and policy implications from the National Fire and Fire Surrogate Study », *Forest Policy and Economics*, vol. 10, pp. 344-354.

HEADLY, R. (1916) : *Fire suppression, District 5*, United States Department of Agriculture, Forest Service.

HEADLY, R. (1943) : *Re-thinking forest fire control, USDA Forest Service*, Research Paper M-5123, Northern Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Missoula.

HEAL, G. (2000) : « Valuing Ecosystem Services », *Ecosystems*,vol. 3, pp. 24–30.

HESSELN, H. (2000) : « The Economics of Prescribed Burning: A Research Review », *Forest Science*, vol. 46(3), pp. 322-334.

HESSELN, H., RIDEOUT, D.B. & OMI, P.N. (1998) : « Using catastrophe theory to model wildfire behavior and control », *Canadian Journal of Forest Research*, vol.28, pp. 852-862.

HESSELN, H. & RIDEOUT D. B. (1999) : « Using Control Theory to Model the Long-term Economic Effects of Wildfire », in : GONZÁLEZ-CABÁN, A. & OMI, P. (eds.), *Proceedings of the Symposium on 'Fire Economics, Planning and Policy: Bottom Lines'*, 5–9 Avril 1999, San Diego, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, General Technical Report PSW-GTR-173.

HESSELN, H., LOOMIS, J. B., GONZÁLEZ-CABÁN, A. & ALEXANDER, S. (2003) : « Wildfire effects on hiking and biking demand in New Mexico: a travel cost study », *Journal of Environmental Management*, vol. 69, pp. 359-368.

HESSELN, H., LOOMIS, J. B. & GONZÁLEZ-CABÁN, A. (2004) : « The Effects of Fire on Hiking Demand: A Travel Cost Study of Colorado and Montana », *Journal of Forest Economics*, vol. 10(1), pp. 21-35.

HETIER, J. P. (1993) : *Forêt Méditerranéenne : vivre avec le feu ? Eléments pour une gestion patrimoniale des écosystèmes forestiers littoraux*, Les Cahiers du Conservatoire du Littoral n°2.

HIEDANPÄÄ J. BROMLEY, D. W. (2002) : « Environmental Policy as a Process of Reasonable Valuing », in : BROMLEY, D. W. & PAAVOLA, J. (eds.), *Economics, Ethics, and Environmental Policy : Contested Choices*, Blackwell Publishing, Oxford, pp. 69-83.

HJERPE, E. E. & KIM Y. (2008) : « Economic Impacts of Southwestern National Forest Fuels Reductions », *Journal of Forestry*, vol. 106(6), pp. 311-316.

HODGSON, G. (1986) : « Behind methodological individualism », *Cambridge Journal of Economics*, vol. 10, pp. 211-224

HODGSON, G. (1997) : « Economics, Environmental Policy and the Trascendence of Utilitarianism », in : FOSTER, J. (ed.), *Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment*, Routledge, London, pp. 48-63.

HODGSON, G. (1998) : « The Approach of Institutional Economics », *Journal of Economic Literature*, vol. 36(1), pp. 166-192.

HOLLAND, A. (1996) : « The Assumptions of Cost-Benefit Analysis – A Philosopher's View », in : HOLLAND, A. & ROXBEE COX, J., *Four Essays on Ecological Economics*, The Thingmount Working Paper Series on the Philosophy of Conservation, paper n° 96-09.

HOLLAND, A. & ROXBEE COX, J. (1996) : « The Valuing of Environmental Goods: a Modest Proposal », in : HOLLAND, A. & ROXBEE COX, J., *Four Essays on Ecological Economics*, The Thingmount Working Paper Series on the Philosophy of Conservation, paper n° 96-09.

HOLLAND, A., O'CONNOR, M. & O'NEILL, J. (1996) : *Costing Environmental Damage: a critical survey of current theory and practice and recommendations for policy implementations*, Report for the Directorate General for Research, European Parliament.

HOLMES, T. P. (1991) : « Price and Welfare Effects of Catastrophic Forest Damage From Southern Pine Beetle Epidemics », *Forest Science*, vol. 37(2), pp. 500-516.

HOLMES, T. P., ABT, K. L., HUGGETT, R. & PRESTEMON, J. P. (2007) : « Efficient and Equitable Design of Wildfire Mitigation Programs », in : DANIEL, T. C., CARROLL, M., MOSELEY, C. & RAISH, C. (eds.), *People, Fire, and Forests: A Synthesis of Wildfire Social Science*, Oregon State University Press, Corvallis, pp. 143-156.

HOLMES, T.P., HUGGET, R. J. & WESTERLING, A. L. (2008) : « Statistical analysis of large wildfires », in : HOLMES, T. P., PRESTEMON, J. P. & ABT, K. L. (eds.), *Economics of forest disturbance: Wildfires, storms, and pests*, Springer, chapter 4.

HON, P. (1999) : « Singapore », in : GLOVER, D. & JESSUP, T. (eds.), *Indonesia's Fires and Haze: The Cost of Catastrophe*, Institute of Southeast Asian Studies, Singapore.

HORNBY, L. G. (1936) : *Fire control planning in the northern Rocky Mountain region*, USDA Forest Service, Missoula.

HUGGETT, R. J. (2003) : *Fire in the wildland-urban interface: an examination of the effects of wildfire on residential property markets*, Ph.D. Dissertation, North Carolina State University, Raleigh.

HWANG, C.L. & YOON, K. (1981) : *Multiple Attributes Decision Making Methods and Applications*, Springer, Berlin.

JACOBS ([1991] 1997) : *La Economía Verde. Medio Ambiente, Desarrollo Sostenible y la Política del Futuro*, Icaria, Barcelona.

JACOBS, M. (1994) : « The limits of Neoclassicism : Towards an Institutional Environmental Economics », in REDCLIFT, M. & BENTON, T. (eds.), *Social Theory and the Global Environment*, Routledge, London, pp. 67-91.

JACOBS, M. (1997) : « Environmental Valuation, Deliberative Democracy and Public Decision-Making Institutions », in : FOSTER, J. (ed.), *Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment*, Routledge, London, pp. 211-231.

JAMES, R. F. & BLAMEY, R. K. (2004) : « Deliberation and Economic Valuation: National Park Management », in : GETZNER, M., SPASH, C. & STAGL, S. (eds.) : *Alternatives for Environmental Valuation*, Routledge, London, pp. 225-243.

JANSSEN, R. & MUNDA, G. (1999) : « Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problem », in : van den BERGH, J. (ed.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 837-852.

JAPPIOT, M., BLANCHI, R. & ALEXANDRIAN, D. (2002) : « Forest fire risk assessment and cartography. A methodological approach », *Proceedings of the IV International Conference on Forest Fire Research*, Coimbra, 2002.

JOHANSSON-STENMAN, O. (1998) : « The Importance of Ethics in Environmental Economics with a Focus on Existence Values », *Environmental and Resource Economics*, vol. 11(3–4), pp. 429-442.

JOHANSSON-STENMAN, O. (2002) : « What Should We Do With Inconsistent, Nonwelfaristic, and Undeveloped Preferences? », in : BROMLEY, D. W. & PAAVOLA, J. (eds.), *Economics, Ethics, and Environmental Policy : Contested Choices*, Blackwell Publishing, Oxford, pp. 103-119.

JOLLANDS, N. (2006) : « Concepts of efficiency in ecological economics: Sisyphus and the decision maker », *Ecological Economics*, vol. 56, pp. 359-372.

JORGENSEN, B. S., SYME, G. J., BISHOP, B. J . & NANCARROW, B. E. (1999) : « Protest Responses in Contingent Valuation », *Environmental and Resource Economics*, vol. 14(1), pp. 131-150.

KAHNEMAN, D. & TVERSKY, A. (1979) : « Prospect theory: An analysis of decision under risk », *Econometrica*, vol. 47(2), pp. 263-292.

KALLIS, G, GÓMEZ-BAGGETHUN E. & ZOGRAFOS, C. (2013) : « To Value or Not to Value: That is not the question », *Ecological Economics*, vol. 94, pp. 97-105.

KAPP, W. (1976) : « The nature and significance of Institutional Economics », *Kyklos*, vol. 29(2), pp. 209-232.

KAPP, W. (1977) : « Environment and Technology: New Frontiers for the Social and Natural Sciences », *Journal of Economic Issues*, vol. 11 (3), pp. 527-540.

KASPERSON, R., KASPERSON, J. & DOW, K. (2001) : « Global Environmental Risk and Society », in : KASPERSON, J. & KASPERSON, R. (eds.), *Global Environmental Risk*, United Nations University Press, New York, pp. 1-48.

KAVAL, P., LOOMIS, J. & SEIDL, A. (2007) : « Willingness-to-pay for prescribed fire in the Colorado (USA) wildland urban interface », *Forest Policy and Economics*, vol. 9(8), pp. 928-937.

KAZANA, V. & KAZAKLIS, A. (2005) : « Greece », in : MERLO, M. & CROITORU, L. (eds.) : *Valuing Mediterranean Forests, Towards Total Economic Value*, CABI Publishing, Wallingford, pp. 229-240.

KEELEY, J. A., & FOTHERINGHAM, C. J. (2001) : « Historic fire regime in Southern California shrublands », *Conservation Biology*, vol. 15, pp. 1536-1548.

KEENEY, R. L., & RAIFFA, H. (1976) : *Decisions with multiple objectives: Preferences and value tradeoffs*, John Wiley & Sons, New York.

KENYON, W. (2007) : « Evaluating flood risk management options in Scotland: A participant-led multi-criteria approach», *Ecological Economics*, vol. 64, pp. 70-81.

KLAASSEN G. & OPSCHOOR, J. (1991) : « Economics of sustainability or the sustainability of economics: different paradigms », *Ecological Economics*, vol. 4, pp. 93-115.

KLINE, J. D. (2004) : *Issues in evaluationg the costs and benefits of fuel treatments to reduce wildfire in the nation's forests*, Research Note RN-PNW-542, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service,, Pacific Northwest Research Station, Corvalis.

KNETSCH, J. (1994) : « Environmental Valuation: Some Problems of Wrong Questions and Misleading Answers », *Environmental Values*, vol. 3(4), pp. 351-368.

KNETSCH, J. (2007) : « Biased valuations, damage assessments, and policy choices: The choice of measure matters », *Ecological Economics*, vol. 63, pp. 684-689.

KNOTEK, K. (2006) : « Understanding Social Influences on Wilderness Fire Stewardship Decisions », *International Journal of Wilderness*, vol. 12(1), pp. 22-25.

KOCHI, I., CHAMP, P. A., LOOMIS, J. B. & DONOVAN, G. H. (2012) : « Valuing mortality impacts of smoke exposure from major southern California wildfires », *Journal of Forest Economics*, vol. 18, pp. 61-75.

KOSOY, N. & CORBERA, E. (2010) : « Payments for ecosystem services as commodity fetishism », *Ecological Economics*, vol. 69, pp. 1228-1236.

LAHDELMA, R., SALMINEN, P. & HOKKANEN, J. (2000) : « Using Multicriteria Methods in Environmental Planning and Management », *Environmental Management*, vol. 26(6), pp. 595-605.

LARRERE, R. (2002) : « Les fonctions sociales de la forêt », *Ingénieries*, numéro spécial « Aménagement Forestier », pp. 63-70.

LEONE, F. & VINET, F. (2007) : « La vulnérabilité un concept fondamental au cœur des méthodes d'évaluation des risques naturels », *Géorisques*, vol. 1, pp. 9-25.

LILJEBLAD, A. & BORRIE, W. T. (2006) : « Trust in Wildland Fire and Fuel Management Decisions », *International Journal of Wilderness*, vol. 12(1), pp. 39-43.

LIST, C. (2006) : « The Discursive Dilemma and Public Reason », *Ethics*, vol. 116, pp. 362-402.

LOCKWOOD, M. (1996) : « Noncompensatory decision processes in nonmarket valuation », *Australian Journal of Agricultural Economics*, vol. 40(2), pp. 85-101.

LOCKWOOD, M. (1997) : « Integrated value theory for natural areas », *Ecological Economics*, vol. 20, pp. 83-93.

LOCKWOOD, M. (1998) : « Integrated value assessment using paired comparisons », *Ecological Economics*, vol. 25, pp. 73-87.

LOCKWOOD, M. (1999) : « Humans Valuing Nature: Synthesising Insights from Philosophy, Psychology and Economics », *Environmental Values*, vol. 8, pp. 381-401.

LOEPFE, L., MARTINEZ-VILALTA, J., OLIVERES, J., PIÑOL, J. & LLORET, F. (2010) : « Feedbacks between fuel reduction and landscape homogenisation determine fire regimes in three Mediterranean areas », *Forest Ecology and Management*, vol. 259, pp. 2366-2374.

LOOMIS, J. B. (2004) : « Do nearby forest fires cause a reduction in residential property values? », *Journal of Forest Economics*, vol. 10, pp. 149-157.

LOOMIS, J. B. & GONZÁLEZ-CABÁN, A. (1996) : « The Importance of the Market Area Determination for Estimating Aggregate Benefits of Public Goods: Testing Differences in Resident and Nonresident Willingness to Pay », *Agricultural and Resource Economics Review*, vol. 25(2), pp. 161-170.

LOOMIS, J. B., GONZÁLEZ-CABÁN, A. & GREGORY, R. (1996) : *A Contingent Valuation Study of the Value of Reducing Fire Hazards to Old-Growth Forests in the Pacific Northwest*, Research Paper PSW-RP-229, Pacific Southwest Research Station, Berkeley.

LOOMIS, J. B. & GONZÁLEZ-CABÁN, A. (1998) : « A willingness-to-pay function for protecting acres of spotted owl habitat from fire », *Ecological Economics*, vol. 25, pp. 315-322.

LOOMIS, J. B. & GONZÁLEZ-CABÁN, A. & ENGLIN, J. (2001) : « Testing for Differential Effects of Forest Fires on Hiking and Mountain Biking Demand and Benefits », *Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 26(2), pp. 508-522.

LOOMIS, J. B., GRIFFIN, D., WU, E. & GONZÁLEZ-CABÁN, A. (2002) : « Estimating the economics value of big game habitat production from prescribed fire using a time series approach », *Journal of Forest Economics*, vol. 8, pp. 119-129.

LOOMIS, J. B., GONZÁLEZ-CABÁN, A. & HESSELN, H. (2004) : « Multicultural evaluation of the performance of contingent valuation for forest fire prevention », *Contemporary Economic Policy*, vol. 22(3), pp. 407-419.

LOOMIS, J. B., TRONG HUNG, L. & GONZÁLEZ-CABÁN, A. (2009) : « Willingness to pay function for two fuel treatments to reduce wildfire acreage burned: A scope test and comparison of White and Hispanic households », *Forest Policy and Economics*, vol. 11, pp. 155-160.

LOOMIS, J. B. & GONZÁLEZ-CABÁN, A. (2010) : « Forest Service Use of Nonmarket Valuation in Fire Economics: Past, Present, and Future », *Journal of Forestry*, vol. 108(8), pp. 389-396.

LOOTSMA, F. A. (1990) : « The French and the American school in multi-criteria decision analysis », *Operations Research*, vol. 24(1), pp. 263-285.

LUNDGREN, S. (1999) : « The National Fire Management Analysis System (NFMAS) Past 2000: A New Horizon », USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-173, pp. 71-78.

LYNCH, D. L. (2001) : « Financial Results of Ponderosa Pine Forest Restoration in Southwestern Colorado », in: VANCE, R. K., EDMINSTER, C. B., COVINGTON, W. W. & BLAKE, J. A. (eds.), *Ponderosa pine ecosystems restoration and conservation: steps toward stewardship*, Proceedings RMRS-P-22, Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden.

MacMILLAN, D. C., PHILIP, L., HANLEY, N. & ALVAREZ-FARIZO, B. (2002) : « Valuing the Non-Market Benefits of Wild Goose Conservation: A Comparison of Interview and Group-Based Approaches », *Ecological Economics*, vol. 43(1), pp. 49-59.

MacTAVISH, J. S. (1965) : *Economics and Forest Fire Control*, Government of Canada, Department of Forestry, Headquarters, Ottawa.

MAGUIRE, L. A. & ALBRIGHT, E. A. (2005) : « Can behavioral decision theory explain risk-averse fire management decisions? », *Forest Ecology and Management*, vol. 21, pp. 47-58.

MARTEL, J.M. & ROUSSEAU, A. (1993) : Cadre de référence d'une démarche multicritère de gestion intégrée des ressources en milieu forestier, rapport préparé pour le Gouvernement du Québec, Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, Ministère des Forêts et Ministère de l'Environnement, document technique 93/11, 49 pages.

MARTIN, R. E. & SAPSIS, D. B. (1992) : *Fires as agents of biodiversity – Pyrodiversity promotes biodiversity, University of Berkeley*, California.

MARTÍNEZ-ALIER, J. (1995) : « Distributional Issues in Ecological Economics », *Review of Social Economy*, vol. 53(4), pp. 511-528.

MARTÍNEZ-ALIER, J. (2008) : « Languages of valuation », *Economic & Political Weekly*, vol. 43(48), pp. 28-32.

MARTÍNEZ-ALIER, J., MUNDA, G. & O'NEILL, J. (1998a) : « Weak comparability of values as a foundation for ecological Economics », *Ecological Economics*, vol. 26, pp. 277-286.

MARTÍNEZ-ALIER, J., MUNDA, G. & O'NEILL, J. (1998b) : « Commensurability and compensability in ecological Economics », in : SPASH, C. & O'CONNOR, M. (eds.), *Valuation and Environment: Principles and Practices*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 37-57.

MARTÍNEZ-ALIER, J. & ROCA, J. ([2000] 2001) : *Economía Ecológica y Política Ambiental*, Fondo de Cultura Económica, México D.F.

MARGLIN, S. E. (2010) : *The Dismal Science. How thinking like an economist undermines community*, Harvard University Press, Cambridge.

MAVSAR, R., GONZÁLEZ-CABÁN, A. & FARRERAS, V. (2010) : « The Importance of Economics in Fire Management Programme Analysis », in : SILVA, J. S., REGO, F., FERNANDES, P. & RIGOLOT, E. (eds.), *Towards Integrated Fire Management - Outcomes of the European Project Fire Paradox*, European Forest Institute, Joensuu, pp. 93-103.

MAXIM, L. (2008) : *Mobilisation d'un outil multimédia d'aide à la délibération pour l'analyse socio-économique des changements de la biodiversité. Réflexions autour de trois études de cas, à l'échelle régionale (Île-de-France), nationale (France) et continentale (Europe)*, Thèse de doctorat en Sciences Economiques, Université de Versailles St-Quentin en Yvelines (UVSQ), Guyancourt.

McCAFFREY, S. & KUMAGAI, Y. (2007) : « No need to reinvent the wheel: applying existing social science theories to wildfire », in : DANIEL, T.C., CARROLL, M.S., MOSELEY, C. & RAISH, C. (eds.), *People, Fire, and Forests: a Synthesis of Wildfire Social Science*, Oregon State University Press, Corvallis, pp. 12-36.

McDOWALL, W. & EAMES, M. (2006) : *Towards a Sustainable Hydrogen Economy: A multi-criteria mapping of the UKSHEC hydrogen futures*, Policy Studies Institute, London.

MENDES, I. (2010) : « A theoretical economic model for choosing efficient wildfire suppression strategies », *Forest Policy and Economics*, vol. 12, pp. 323-329.

MENDOZA, G. A. & PRABHU, R. (2000) : « Multiple criteria decision making approaches to assessing forest sustainability using criteria and indicators: a case study », *Forest Ecology and Management*, vol. 131, pp. 107-126.

MERCER, D. E., PRESTEMON, J. P., BUTRY, D. T. & PYE, J. M. (2007) : « Evaluating alternative prescribed burning policies to reduce net economic damages from wildfire », *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 89(1), pp. 63-77.

MERLO, M. & CROITORU, L. (2005) : *Valuing Mediterranean Forests, Towards Total Economic Value*, CABI Publishing, Wallingford.

MICHENER, W. K., BAERWALD, T. J., FIRTH, P., PALMER, M. A., ROSENBERGER, J. L., SANDLIN, E. A. & ZIMMERMAN, H. (2001) : « Defining and unraveling biocomplexity », *BioScience*, vol. 51, pp. 1018-1023.

MILLS, T. J. & BRATTEN, F. W. (1982) : *FEES: design of a Fire Economics Evaluation System*, General Technical Report GTR-PSW-65, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley.

MILLSTONE, E. & LOBSTEIN, T. (2007) : « The PorGrow project: overall cross-national results, comparisons and implications », *Obesity Reviews*, vol. 8, pp. 29-36.

MINNICH, R. A. (1983) : « Fire Mosaics in Southern California and Northern Baja California », *Science*, New Series, vol. 219, n°4590, pp. 1287-1294.

MINNICH, R. A. & CHOU, Y. H. (1997) : « Wildland fire patch dynamics in the chaparral of southern California and northern Baja California », *International Journal of Wildland Fire*, vol. 7, pp. 221–248.

MITCHEL, B. ([1989] 1993) : *Geography and Resource Analysis*, Longman Pub Group, London.

MITCHELL, R. C. & CARSON, R. T. (1989) : *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Johns Hopkins University Press, Baltimore.

MONTAGNE, C., PEYRON, J.-L. & NIEDZWIEDZ, A. (2005) : « La valeur économique totale de la forêt méditerranéenne française », *Forêt Méditerranéenne*, t. XXVI, n°4, pp. 287-297.

MONTGOLFIER J. (de) & NATALI J.-M. (1987), *Le Patrimoine du futur : approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles*, Economica, Paris.

MONTGOLFIER J. (de) (1981) : « Quel avenir pour la forêt méditerranéenne ? », *Futuribles*, vol. 46, pp. 3-20.

MONTIEL, C. (2003) : « El patrimonio forestal mediterráneo: componentes y valoración », *Bois et forêts des Tropiques,* n°267(2), pp. 73-83.

MORITZ, M. A., KEELEY, J. E., JOHNSON, E. A. & SCHAFFNER, A. (2004) : « Testing a basic assumption of shrubland fire management: how important is fuel age? », *Frontiers in Ecology and Environment*, vol. 2, pp. 67-72.

MOSELEY, C. (2007) : « Class, ethnicity, rural communities, and the socioeconomic impacts of fire policy», in : DANIEL, T. C., CARROLL, M., MOSELEY, C. & RAISH, C. (eds.), *People, Fire, and Forests: A Synthesis of Wildfire Social Science*, Oregon State University Press, Corvallis, pp. 171–186.

MOSER, C. (1998) : « The asset vulnerability framework: reassessing urban poverty reduction strategies », *World Development*, vol. 26(1), pp. 1-19.

MUNDA, G. (2000) : *Conceptualising and Responding to Complexity*, Environmental Valuation in Europe (EVE) Policy Research Brief Series, n°2, European Commission.

MUNDA, G. (2003) : « Multicriteria Assessment», *Internet Encyclopaedia of Ecological Economics*, International Society for Ecological Economics.

MUNDA, G. (2004a) : « Social multi-criteria evaluation : Methodological Foundations and operational consequences », *European Journal of Operational Research*, vol. 158, pp. 662-677.

MUNDA, G. (2004b) : « Multi-Criteria Evaluation », in PROOPS, J. & SAFONOV, P. (eds.), *Modelling in Ecological Economics*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 130-154.

MUNDA, G. (2006) : « Social multi-criteria evaluation for urban sustainability policies », *Land Use Policy*, vol. 23, pp. 86-94.

MUNDA, G. (2009) : « A conflict analysis approach for illuminating distributional issues in sustainability policy », *European Journal of Operational Research*, vol. 194, pp. 307-322.

MUNDA, G., NIJKAMP, P. & RIETVELD, P. (1995) : « Qualitative multicriteria methods for fuzzy evaluation problems: An illustration of economic-ecological evaluation », *European Journal of Operational Research*, vol. 82, pp. 79-97.

MUNDA, G. & NARDO, M. (2003) : « Mathematical modelling of composite indicators for ranking countries », Proceedings of the First OECD/JRC Workshop on Composite Indicators of Country Performance, JRC, Ispra.

MURADIAN, R. (1999) : « Is it All Purchasable? About Monetary Valuation of the Environment », Environmental Valuation in Europe (EVE) Workshop on Methodology and Approaches to Issues of High Complexity, Barcelona, 8-10 janvier 1999.

MURADIAN, R. & MARTÍNEZ-ALIER, J. (2001) : « Trade and the environment: from a 'Southern' perspective », *Ecological Economics*, vol. 36, pp. 281-297.

NAPOLEONE, C. (2005) : *Prix fonciers et immobiliers, et localisation des ménages au sein d'une agglomération urbaine*, Thèse de Doctorat, Ecole Des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Groupement de recherche en économie quantitative, Marseille.

NAPOLEONE, C., MORGE, D., RAYMOND, V., JAPPIOT, M., ALEXANDRIAN, D., GODFRIN, V. & BLANQUI, R. (2002) : *Contribution à l'évaluation des vulnérabilités en zone périurbaine sensible aux incendies de forêt. Recours à des indicateurs socio-économiques*, CEMAGREF, Unité Agriculture et Forêt Méditerranéennes.

NIEMEYER, S. & SPASH, C. (2001) : « Environmental valuation analysis, public deliberation and their pragmatic synthesis : a critical appraisal », *Environment and Planning C: Government and Policy*, vol. 19, pp. 567-585.

NIJKAMP, P., RIETVELD, P. & VOOGD, H. (1991) : *Multicriteria Analysis for Physical Planning*, Elsevier, Amsterdam.

NOËL, J. F. & O'CONNOR, M. (1998) : « Strong sustainability and critical natural capital », in : FAUCHEUX, S. & O'CONNOR, M. (eds.), *Valuation for Sustainable Development: Methods and Policy Indicators*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 75-97.

NORTON, B . (2012) : « The Ways of Wickedness: Analyzing Messiness with Messy Tools », *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, vol. 25, pp. 447-465.

NORTON, B., COSTANZA, R. & BISHOP, R. (1998) : « The evolution of preferences. Why 'sovereign' preferences may not lead to sustainable policies and what to do about it », *Ecological Economics*, vol. 24, pp. 193-211.

NORTON, B. & NOONAN, D. (2007) : « Ecology and valuation: Big changes needed », *Ecological Economics*, vol. 63, pp. 664-675.

NUSSBAUM, M. (1997) : « Capabilities and Human Rights », *Fordham Law Review*, vol. 66(2), pp. 273-300.

OCCHIMINUTI, L. (1999) : « Une taxe pour lutter contre les incendies de forêt », *Forêt Méditerranéenne*, t. XX, n°2, pp. 125-130.

O'CONNOR, M. (1993) : « On the misadventures of capitalist nature », *Capitalism Nature Socialism*, vol. 4(3), pp. 7-40.

O'CONNOR, M. (1994) : « The second contradiction of capitalism », *Capitalism Nature Socialism*, vol. 5(4), pp. 105-114.

O'CONNOR, M. (1997) : « Environmental Valuation: From the Point of View of Sustainability », in : DRAGUN, A. K. & JAKOBSSON, M. J. (eds.), *Sustainability and global environmental policy : new perspectives*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 149-178.

O'CONNOR, M. (1999) : « Dialogue and debate in a post-normal practice of science : a reflection », *Futures*, vol. 31, pp. 671-687.

O'CONNOR, M. (2000) : « Pathways for environmental evaluation: a walk in the (Hanging) Gardens of Babylon », *Ecological Economics*, vol. 34, pp. 175-193.

O'CONNOR, M. (2002) : « Social Costs and Sustainability », in : BROMLEY, D. W. & PAAVOLA, J. (2002) : *Economics, Ethics, and Environmental Policy : Contested Choices*, Blackwell Publishing, Oxford, pp. 181-202.

O'CONNOR, M. (2004) : *The KerBabel Indicator Dialogue Box: Generic Design Specifications for the "Indicator Dialogue Box" – Version 3*, Rapport de Recherche du C3ED, Université de Versailles St-Quentin-en-Yvelines, Guyancourt.

O'CONNOR, M. (2006a) : « The 'Four Spheres' framework for Sustainability », *Ecological Complexity*, vol. 3, pp. 285-292.

O'CONNOR, M. (2006b) : *Deliberative Sustainability Assessment: Multiple Scales, Multiple Stakeholders, Multidisciplinarity and Multiple Bottom Lines*, Rapport de Recherche du C3ED, Université de Versailles St-Quentin-en-Yvelines, Guyancourt.

O'CONNOR, M., FAUCHEUX, S., FROGER, G., FUNTOWICZ, S. & MUNDA, G. (1996) : « Emergent Complexity and Procedural Rationality : Post-Normal Science for Sustainability », in : CONSTANZA, R., SEGURA, O. & MARTÍNEZ-ALIER, J. (eds.), *Getting down to Earth*, International Society of Ecological Economics, Island Press, Washington D.C., pp. 223-247.

O'CONNOR, M. & MARTINEZ-ALIER, J. (1998) : « Ecological distribution and distributed sustainability », in : FAUCHEUX, S., O'CONNOR, M. & VAN DER STRAATEN, J. (eds.), *Sustainable Development: Concepts, Rationalities and Strategies*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 33-56.

O'CONNOR, M. & van den HOVE, S. (2001) : « Prospects for Concertation on Nuclear Risks and Technological Options: Innovations in Governance Practices for Sustainable Development in the European Union », *Journal of Hazardous Materials*, vol. 86, pp.77-99.

O'CONNOR, M., van den HOVE, S. O'NEILL, J. & HUE, C. (2001) : *Le Modèle Politique de la Démocratie Délibérative*, Documentation interne du C3ED.

O'CONNOR, M. & SPANGENBERG, J. H. (2007) : « A methodology for CSR reporting: assuring a representative diversity of indicators across stakeholders, scales, sites and performance issues », J*ournal of Cleaner Production*, vol. 16(13), pp. 1399-1415.

O'CONNOR, M., SMALL, B. & WEDDERBURN, M. E. (2010) : *Sustainable Agriculture in Aotearoa: Social Learning throughh Piecewise Deliberation"*, REEDS Working Papers series 2010-10, Université de Versailles St-Quentin-en-Yvelines, Rambouillet.

O'HARA, S. (1996) : « Discursive ethics in ecosystems valuation and environmental policy », *Ecological Economics*, vol. 16, pp. 95-107.

O'HARA, S. & STAGL, S. (2002) : « Endogenous preferences and sustainable development », *Journal of Socio-Economics*, vol. 31, pp. 511-527.

OMANN, I. (2004) : *Multi-criteria decision aid as an approach for sustainable development analysis and implementation*, Ph.D. thesis, University of Graz, Austria.

O'NEILL, J. (1994) : « Preferences, Virtues and Institutions », *Analyse & Kritik*, vol. 16, pp. 202-216.

O'NEILL, J. (1995) : « Public choice, institutional economics, environmental goods », *Environmental politics*, vol.4(2), pp. 197-218.

O'NEILL, J. (1997a) : « Value Pluralism, Incommensurability and Institutions », in : FOSTER, J. (ed.), *Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment*, Routledge, London, pp. 75-88.

O'NEILL, J. (1997b) : « Managing without Prices: The Monetary Valuation of Biodiversity », *Ambio*, vol. 26(8), pp. 546-550.

O'NEILL, J. (2001a) : « Representing people, representing nature, representing the world », *Environment and Planning C: Government and Policy*, vol. 19, pp. 483-500.

O'NEILL, J. (2001b) : « Markets and the Environment: The Solution Is the Problem », *Economic and Political Weekly*, vol. 36(21), pp. 1865-1873.

O'NEILL, J. & SPASH, C. (2000) : « Conceptions of Value in Environmental Decision-Making », *Environmental Values*, vol. 9, pp. 521-536.

O'NEILL, J., CAMPBELL, A., HAHNEL, R. & ALBERT, M. (2002) : « Socialist Calculation and Environmental Valuation: Money, Markets and Ecology », *Science & Society*, vol. 66(1), pp. 137-158.

O'NEILL, J., HOLLAND, A. & LIGHT, A. (2008) : *Environmental Values*, Routledge, London.

OHLSON, D. W., BERRY, T. M., GRAY, R. W., BLACKWELL, B. A. & HAWKES, B. C. (2006) : « Multi-attribute evaluation of landscape-level fuel management to reduce wildfire risk », *Forest Policy and Economics*, vol. 8, pp. 824-837.

O'RIORDAN, T. (1986) : « Coping with environmental hazards », in : KATES, R. W. & BURTON, I. (eds.), *Geography, resources and environment: Themes from the work of Gilbert F. White*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 272-309.

OTTWAY, H. (1992) : « Public wisdom, expert fallibility: toward a contextual theory of risk », in : KRIMSKY, S. & GOLDING, D. (eds.), *Social Theories of Risk*, Praeger, Westport, pp. 215-228.

PAAVOLA, J. (2002) : « Rethinking the Choice and Performance of Environmental Policies », in : BROMLEY, D. W. & PAAVOLA, J. (eds.), *Economics, Ethics, and Environmental Policy : Contested Choices*, Blackwell Publishing, Oxford, pp. 87-102.

PAAVOLA, J. (2004) : « Protected Areas Governance and Justice: Theory and the European Union's Habitats Directive », *Environmental Sciences*, vol. 1(1), pp. 59-77.

PAAVOLA, J. (2007) : « Institutions and environmental governance: A reconceptualization », *Ecological Economics*, vol. 63, pp. 93-103.

PAAVOLA, J. & ADGER, N. (2005) : « Institutional Ecological Economics », *Ecological Economics*, vol. 53, pp. 353-368.

PANEQUE SALGADO, P., CORRAL QUINTANA, S., GUIMARAES PEREIRA, A., DEL MORAL ITUARTE, L. & PEDREGAL MATEOS, B. (2009) : « Participative multi-criteria analysis for the evaluation of water governance alternatives. A case in the Costa del Sol (Málaga) », *Ecological Economics*, vol. 68, pp. 990-1005.

PASSET, R. ([1979] 1996) : *L'Economique et Le Vivant*, Economica, Paris.

PAUSAS J.G. & VALLEJO, V. R. (1999) : « The role of fire in European Mediterranean ecosystems », in : Chuvieco, E. (ed.), *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*, Springer, Berlin, pp. 3-16.

PEARCE, D. W., MARKANDYA A. & BARBIER, E. B. (1989) : *Blueprint for a Green Economy*, Earthscan, London.

PEARCE, D. W. (2001) : « The Economic Value of Forest Ecosystems », *Ecosystem Health*, vol. 7(4), pp. 284-296.

PERCHAT, S. & RIGOLOT, E. (2005) : *Comportement au feu et utilisation par les forces de lutte des coupures de combustibles touchées par les grands incendies de la saison 2003*, Réseau Coupures de Combustible, Editions de la Cardère, Morières, http://www.ofme.org/documents/textesdfci/rcc9.pdf

PETER, B., WANG, S., MOGUS, T. & WILSON, B. (2006) : « Fire Risk and Population Trends in Canada's Wildland–Urban Interface », in : HIRSCH, K. G. & FUGLEM, P. (eds.), *Canadian Wildland Fire Strategy: background syntheses, analyses, and perspectives*, Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, pp. 37-48.

PETERSON, M. J., HALL, D. M., FELDPAUSCH-PARKER, A. M. & RAI PETERSON, T. (2010) : « Obscuring Ecosystem Function with Application of the Ecosystem Services Concept », *Conservation Biology*, vol. 24(1), pp. 113-119.

PEYRE, S. (2004) : « Le chêne-liège des Pyrénées-Orientales face au feu », Colloque Vivexpo 2004, disponible sur : http://www.institutduliege.com/colloque2004.php

PHILLIPS, L. D., EGAN, M. & AIROLDI, M. (2006) : MCDA Decision Conference, 28-30 Mars 2006, Committee on Radioactive Waste Management (CoRWM).

PIGEON, P. (2005) : *Géographie critique des risques*, Paris, Economica.

PIGOU, A. C. (1920) : *The Economics of Welfare*, Macmillan & Co., London.

PINDYCK, R. & RUBINFELD, D. ([1995] 2009) : *Microéconomie*, Pearson, Paris.

PIÑOL, J., BEVEN, K. & VIEGAS, D. X. (2005) : « Modelling the effect of fire-exclusion and prescribed fire on wildfire size in Mediterranean ecosystems », *Ecological Modelling*, vol. 183, pp. 397-409.

PRESTEMON, J. P., MERCER, D. E., PYE, J. M., BUTRY, D. T., HOLMES, T. P. & ABT, K. L. (2001) : « Economically Optimal Wildfire Intervention Regimes », American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Chicago : http://www.srs.fs.usda.gov/econ/pubs/jpp012.htm.

PRESTEMON, J., PYE, J., BUTRY, D., HOLMES, T. & MERCER, D. (2002) : « Understanding broadscale wildfire risks in a human-dominated landscape », *Forest Science*, vol. 48, pp. 685-693.

PRITCHARD Jr., L., FOLKE, C. & GUNDERSON, L. (2000) : « Valuation of Ecosystem Services in Institutional Context », *Ecosystems*, vol. 3, pp. 36–40.

PROCTOR, W. & DRECHSLER, M. (2006) : « Deliberative Multicriteria Evaluation », *Environment and Planning C: Government and Policy*, vol. 24, pp. 169-190.

PYNE, S. J. (2001) : « The Fires This Time, and Next », *Science*, vol. 294, pp. 1005-1006.

RAHARINIRINA, V. & O'CONNOR, M. (2010) : *Présentation des Terrains et des Axes des Applications du Kiosque aux Indicateurs de Kerbabel™ (KIK) et de la Matrice Kerbabel™ de Délibération*, REEDS Research Reports RRR-2010-04, Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, Rambouillet.

RAKOTOVAO, H. A. (2006) : *Gouvernance des ressources forestières et aide à la délibération : le cas de la gestion forestière de Manjakatompo*, Thèse de Doctorat en Sciences Economiques, Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, Guyancourt.

RANDALL, A. (1987) : *Resource Economics. An Economic Approach to Natural Resource and Environmental Policy*, Wiley, Chichester.

RAUDSEPP-HEARNE, C., PETERSON, G. D. & BENNETT, E. M. (2010) : « Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0907284107.

RAUSCH, M., BOXALL, P. C. & VERBYLA, A. P. (2010) : « The development of fire-induced damage functions for forest recreation activity in Alberta, Canada », *International Journal of Wildland Fire*, vol. 19(1), pp. 63-74.

REICE, S. R. (2001) : *The Silver Lining. The Benefits of Natural Disasters*, Princeton University Press, New Jersey.

REICHEL, V., BUREAU, P., LEGRAND, F., O'CONNOR, M., & SUNDE, C. (2007abcd) : User's Manual for the KerDST online Deliberation Support Tool [versions ABCD: With/without participative deliberation and with/without KerBabel Indicator Dialogue Box]", *Cahier du C3ED* 2007-05 ABCD, Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, Guyancourt.

REICHEL, V., CHAMARET, A. & O'CONNOR, M. (2010) : Les Avenirs de la Boucle de Moisson : un projet de réflexion participative pour un développement territorial soutenable, *Rapport de Recherche REEDS* n° 2010-06, Université de Versailles St-Quentin-en-Yvelines, Rambouillet.

REMVIKOS, Y., MAHAMAT, A. & REICHEL, V. (2010) : L'interface science/décision au travers d'une évaluation multicritères et multi-acteurs du plan régional pour la qualité de l'air en Ile-de-France, *Cahiers du Centre REEDS* n° 2010–12, Université de Versailles St-Quentin-en-Yvelines, Rambouillet.

RENN, O. (2003) : « Social assessment of waste energy utilization scenarios », *Energy*, vol. 28, pp. 1345-1357.

RENN, O. (2006) : « Participatory processes for designing environmental policies », *Land Use Policy*, vol. 23, pp. 34-43.

RENN, O. (2008) : *Risk Governance: Coping with Uncertainty un a Complex World*, Earthscan, London.

RENN, O. & WEBLER, T. (1992) : « Anticipating Conflicts: Public Participation in Managing the Solid Waste Crisis », *GAIA*, vol. 2, pp. 84-94.

RENN, O., WEBLER, T., HORST, R., DIENEL, P. & JOHNSON, B. (1993) : « Public participation in decision making: A three-step procedure », *Policy Science*, vol. 26, pp. 189-214.

RICHARDSON, L. A., CHAMP, P. A. & LOOMIS, J. B. (2012) : « The hidden cost of wildfires: Economic valuation of health effects of wildfire smoke exposure in Southern California », *Journal of Forest Economics*, vol. 18, pp. 14-35.

RIDEOUT, D. B. & OMI, P. N. (1990) : « Alternate Expressions for the Economic Theory of Forest Fire Management », *Forest Science*, vol. 36(3), pp. 614-624.

RIDEOUT, D. B. & OMI, P. N. (1995) : « Estimating the cost of fuels treatment », *Forest Science*, vol. 41, pp. 664-674.

RIDEOUT, D. B., LOOMIS, J. B. & OMI, P. N. (1999) : *Incorporating Non-Market Values in Fire Management Planning*, in : GONZÁLEZ-CABÁN, A. & OMI, P. (eds.), *Proceedings of the Symposium on 'Fire Economics, Planning and Policy: Bottom Lines'*, 5–9 Avril 1999, San Diego, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, General Technical Report PSW-GTR-173.

RIERA, P. & MOGAS, J. (2004) : « Evaluation of a risk reduction in forest fires in a Mediterranean region », *Forest Policy and Economics*, vol. 6, pp. 521-528.

RIERA, P. MAVSAR, R. & MOGAS, J. (2005) : « Forest Fire Valuation and Assessment: A Survey », communication présentée lors de la Conférence Internationale : *The Multifonctional Role of Forests – Policies, Methods and Case-studies*, 28-30 Avril, Padova, Italie.

RIGOLOT, E. (1997) : « Incendie et biodiversité en région méditerranéenne française », *Forêt Méditerranéenne*, vol. XVIII, n°2, pp. 167-176.

RIGOLOT, E. (2008) : « Impact du changement climatique sur les feux de forêt », *Forêt Méditerranéenne*, vol. XXIX, n°1, pp. 35-38.

RINAUDO, Y. (1980a) : « Note sur l'extension de la forêt varoise au XIXe siècle », *Forêt Méditerranéenne*, vol. I, n°2, pp. 175-178.

RINAUDO, Y. (1980b) : « Forêt et espace agricole. L'exemple du Var au XIXe siècle », *Revue Forestière Française*, numéro spécial « Forêt et société », pp. 136-148.

RIST, G. (2010) : *L'économie ordinaire entre songes et mensonges*, Presses de la Fondation Nationale des Sciences Politiques, Paris.

RITTEL WEBBER (1973) : « Dilemmas in a General Theory of Planning », *Policy Sciences*, vol. 4, pp. 155-169.

ROBBINS, P. (2004) : *Political Ecology: A Critical Introduction*, Blackwell Publishing, Malden.

ROBERTS, R. (2013) : « What Are We Protecting Out Here?" A Political Ecology of Forest, Fire, and Fuels Management in Utah's Wildland-Urban Interface », *Capitalism Nature Socialism*, vol. 24(2), pp. 58-76.

ROBERTSON, M. (2000) : « No net loss: wetland restoration and the incomplete capitalization of nature », *Antipode*, vol. 32, pp. 463-493.

ROBERTSON, M. (2006) : « The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services », *Environment and Planning D: Society and Space*, vol. 24, pp. 367-387.

RODRIGUE, C., M. (1993) : « Home with a view: chaparral fire hazard and the social geographies of risk and vulnerability", *The California Geographer*, vol. XXXIII, pp. 29-42.

RODRÍGUEZ Y SILVA, F. & GONZÁLEZ-CABÁN, A. (2010) : « 'SINAMI': a tool for the economic evaluation of forest fire management programs in Mediterranean ecosystems », *International Journal of Wildland Fire*, vol. 19, pp. 927-936.

ROMÁN, M. V., AZQUETA, D. & RODRÍGUES, M. (2012) : « Methodological approach to assess the socio-economic vulnerability to wildfires in Spain », *Forest Ecology and Management*, vol. 29, pp. 158-165.

ROPKE, I. (1999) : « The dynamics of willingness to consume », *Ecological Economics*, vol. 28, pp. 399-420.

ROSENBERGER, R. S., PETERSON, G. L., CLARKE, A. & BROWN, T. C. (2003) : « Measuring dispositions for lexicographic preferences of environmental goods: integrating economics, psychology and ethics », *Ecological Economics*, vol. 44, pp. 63-76.

ROTHMAN, H. K. (2007) : *Blazing Heritage, A History of Wildland Fire in the National Parks*, Oxford University Press, new York.

ROWE, G., MARSH, R. & FREWER, L. J. (2004) : « Evaluation of deliberative conference », *Science, Technology and Human Values*, vol. 29(1), pp. 88-121.

ROY, B. & VINCKE, P. (1981) : « Multicriteria analysis: survey and new directions », *European Journal of Operational Research*, vol. 8, pp. 207-218.

ROY, B. & BOUYSSOU, D. (1993) : *Aide multicritère à la décision : méthodes et cas*, Economica, Paris.

RUITENBEEK, J. (1999) : « Indonesia », in : GLOVER, D. & JESSUP, T. (eds.), *Indonesia's Fires and Haze: The Cost of Catastrophe*, Institute of Southeast Asian Studies, Singapore.

RUMMER, B. (2008) : « Assessing the cost of fuel reduction treatments: A critical review », *Forest Policy and Economics*, vol. 10, pp. 355-362.

SAATY, T.L., (1980) : *The Analytic Hierarchy Process*, McGraw-Hill, New York.

SAGOFF, M. (1986) : « Values and Preferences », *Ethics*, vol. 96(2), pp. 301-316.

SAGOFF, M. (1994a) : « Should Preferences Count? », *Land Economics*, vol. 70(2), pp. 127-144.

SAGOFF, M. (1994b) : « Four Dogmas of Environmental Economics », *Environmental Values*, Vol. 3(4), pp. 285-310.

SAGOFF, M. (1998) : « Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: A look beyond contingent pricing », *Ecological Economics*, vol. 24, pp. 213–230.

SAGOFF, M. (2003) : « On the relation between preference and choice », *Journal of Socio-Economics*, vol.31, pp. 587-598.

SAMPLES, K. & HOLLYER, J. (1990) : « Contingent Valuation of Wildlife Resources in the Presence of Substitutes and Complements », in : JOHNSON, R. & JOHSON, G. (eds.), *Economic Valuation of Natural Resources: Issues, Theory, and Applications*, Westview Press, Boulder.

SAMUELS, W. J. (1981) : « Welfare Economics, Power and Property », in SAMUELS, W. J. & SCHMID A. (eds.), *Law and Economics : An Institutional Perspective*, Springer Netherlands, pp. 9-75.

SATTERFIELD, T., GREGORY, R., KLAIN, S., ROBERTS, M. & CHAN, K.M. (2013) : « Culture, intangibles and metrics in environmental management », *Journal of Environmental Management*, vol. 117, pp.103-114.

SCARASCIA-MUGNOZZA, G., OSWALD, H., PIUSSI, P. & RADOGLOU, K. (2000) : « Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs », *Forest Ecology and Management*, vol. 132, pp. 97-109.

SHINDLER, B. A., BRUNSON, M. & STANKEY, G. H. (2002) : *Social Acceptability of Forest Conditions and Management Practices: A Problem Analysis*, General Technical Report PNW-GTR-537, United States Department of Agriculture, Forest Service**,** Pacific Northwest Research Station, Portland.

SCHKADE, D. A. & PAYNE, J. W. (1994) : « How People Respond to Contingent Valuation Questions: A Verbal Protocol analysis of Willingness to Pay for an Environmental Regulation », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 26, pp. 88-109.

SCHMID, A. (2002) : « All Environmental Policy Instruments Require a Moral Choice as to Whose Interests Count », in : BROMLEY, D. W. & PAAVOLA, J. (eds.), *Economics, Ethics, and Environmental Policy : Contested Choices*, Blackwell Publishing, Oxford, pp. 133-147.

SCHNEIDER, E., OPPERMANN, B. & RENN, O. (1998) : « Implementing structured participation for regional level waste management planning », *Risk: Health, Safety and Environment*, vol. 9, pp. 379-395.

SCHULZE, W. D., MCCLELLAND, G. H., LAZO, J. K. & ROWE, R. D. (1998) : « Embedding and Calibration in Measuring Non-use Values », *Resource and Energy Economics*, vol. 20, pp. 163-178.

SCHWEITZER, D. L., ANDERSEN, E. V. & MILLS, T. J. (1982) : *Economic Efficiency of Fire Management Programs at Six National Forests*, General Technical Report GTR-PSW-1578, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley.

SEN, A. (1973) : « Behaviour and the Concept of Preference », *Economica*, vol. 40, pp. 241-59.

SEN, A. (1985) : *Commodities and capabilities*, North-Holland, Amsterdam.

SHAFRAN, A. C. (2008) : « Risk externalities and the problem of wildfire risk », *Journal of Urban Economics*, vol. 64, pp. 488-495.

SHAHWAHID, M. H. & OTHMAN, J. (1999) : « Malaysia », in : GLOVER, D. & JESSUP, T. (eds.), *Indonesia's Fires and Haze: The Cost of Catastrophe*, Institute of Southeast Asian Studies, Singapore.

SIEBENHÜNER, B. (2000) : « Homo sustinens - towards a new conception of humans for the science of sustainability, *Ecological Economics*, vol. 32, pp. 15-25.

SILVA, J. S., REGO, F., FERNANDES, P. & RIGOLOT, E. (2010) : *Towards Integrated Fire Management - Outcomes of the European Project Fire Paradox*, European Forest Institute, Joensuu.

SIMARD, A. J. (1976) : *Wildland Fire Management: The Economics of policy Alternatives*, Forestry Technical Report n°15, Canadian Forestry Service, Ottawa.

SIMON, H. A. (1976) : « From Substantive to Procedural Rationality », in : LATSIS, S. J. (ed.), *Methods and Appraisal in Economics*, Cambridge University Press, Cambridge.

SNIDER, G., DAUGHERTY, P. J. & WOOD, D. (2006) : « The Irrationality of Continued Fire Suppression: An Avoided Cost Analysis of Fire Hazard Reduction Treatments Versus No Treatment », *Journal of Forestry*, vol. 104(8), pp. 431-437.

SÖDERBAUM, P. (1999) : « Values, ideology and politics in ecological economics », *Ecological Economics*, vol. 28, pp. 161-170.

SÖDERBAUM, P. (2000) : *Ecological Economics, A Political Economics Approach to Enviroment and Development*, Earthscan Publications Ltd., New York.

SNIDER, G., DAUGHERTY, P. J. & WOOD, D. (2006) : « The Irrationality of Continued Fire Suppression: An Avoided Cost Analysis of Fire Hazard Reduction Treatments Versus No Treatment », *Journal of Forestry*, vol. 104(8), pp. 431-437.

SPARHAWK, W. N. (1925) : « The use of liability ratings in planning forest fire protection », *Journal of Agricultural Research*, vol. XXX, n°8, pp. 693-762.

SPASH, C. (1994) : « Double CO_2 and beyond: benefits, costs and compensation », *Ecological Economics*, vol. 10, pp. 27-36.

SPASH, C. (1997a) : « Environmental Management Without Environmental Valuation ?, in : FOSTER, J. (ed.) : *Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment*, Routledge, London, 170-185.

SPASH, C. (1997b) : « Ethics and Environmental Attitudes With Implications for Economic Valuation », *Journal of Environmental Management*, vol.50, pp. 403-416.

SPASH, C. (2000a) : « Ecosystems, contingent valuation and ethics: the case of wetland re-creation », *Ecological Economics*, vol. 34, pp. 195–215.

SPASH, C. (2000b) : « Ethical Motives and Charitable Contributions in Contingent Valuation: Empirical Evidence from Social Psychology and Economics », *Environmental Values*, vol. 9(4), pp. 453-479.

SPASH, C. (2002) : « Informing and forming preferences in environmental valuation: Coral reef biodiversity », *Journal of Economic Psychology*, vol. 23, pp. 665-687.

SPASH, C. (2006) : « Non-Economic Motivation for Contingent Values: Rights and Attitudinal Beliefs in the Willingness To Pay for Environmental Improvements », *Land Economics*, vol. 82(4), pp.602-622.

SPASH, C. (2007) : « Deliberative Monetary Valuation (DMV): Issues in Combining Economic and Political Processes to Value Environmental Change », *Ecological Economics*, vol. 63(4), pp. 690-699.

SPASH, C. (2008a) : « Contingent valuation design and data treatment: if you can't shoot the messenger, change the message », *Environment and Planning C: Government and Policy*, vol. 26, pp. 34-53.

SPASH, C. (2008b) : « How Much is that Ecosystem in the Window? The One with the Bio-diverse Trail », *Environmental Values*, vol. 17, pp. 259-284.

SPASH, C. (2008c) : « Deliberative monetary valuation and the evidence for a new value theory », *Land Economics*, vol. 84(3), pp. 469-488.

SPASH, C. (2012) : « New foundations for Ecological Economics », *Ecological Economics*, vol. 77, pp. 36-47.

SPASH, C. & HANLEY, N. (1993) : *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar, Cheltenham.

SPASH, C. & HANLEY, N. (1995) : « Preferences, information and biodiversity preservation », *Ecological Economics*, vol.12, pp. 191-208.

SPASH, C. & VATN, A. (2006) : « Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives », *Ecological Economics*, vol. 60, pp. 379-388.

STAGL, S. (2007) : *Emerging Methods for Sustainability Valuation and Appraisal*, Rapid Research and Evidence Reviews, The Sustainable Development Research Network.

STARBUCK, C. M., BERRENS, R. P. & MCKEE, M. (2006) : « Simulating changes in forest recreation demand and associated economic impacts due to fire and fuels management activities », *Forest Policy and Economics*, vol. 8, pp. 52- 66.

STETLER, K. M., VENN, T. J. & CALKIN, D. E. (2010) : « The effects of wildfire and environment amenities on property values in northwest Montana, USA », *Ecological Economics*, vol. 69, pp. 2233-2243.

STEVENS, T. H., ECHEVERRIA, J., GLASS, R. J., HAGER, T. & MORE, T. A. (1991) : « Measuring the Existence Value of Wildlife: What Do CVM Estimates Really Show? », *Land Economics*, vol. 67(4), pp. 390-400.

STIRLING, A. (1993) : « Environmental Valuation: How Much is the Emperor Wearing ? », *The Ecologist*, vol. 23 (3), 97-103.

STIRLING, A. (1997) : « Multi-Criteria Mapping. Mitigating the problems of environmental valuation? », in : FOSTER, J. (ed.) : *Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment*, Routledge, London, pp. 186-210.

STIRLING, A. (2005) : *Multi-Criteria Mapping: A Detailed Interview Protocol* (document technique non publié disponible sur : https://www.sussex.ac.uk/webteam/gateway/file.php?name=02-mcm-interview-manual.pdf&site=25 (dernière consultation : septembre 2014).

STIRLING, A. (2006) : « Analysis, participation and power: justification and closure in participatory multi-criteria analysis », *Land Use Policy*, vol. 23(1), pp. 95-107.

STIRLING, A. (2008) : « “Opening Up” and “Closing Down” Power, Participation, and Pluralism in the Social Appraisal of Technology », *Science, Technology, & Human Values*, vol. 33(2), pp. 262-294.

STIRLING, A. & MAYER, S. (1999) : *Rethinking Risk: a Pilot Multi-criteria Mapping of a Genetically Modified Crop in Agricultural Systems in the UK*, Science Policy Research Unit, University of Sussex

STIRLING, A. & MAYER, S. (2000) : « A Precautionary Approach to Technology Appraisal? A multi-criteria mapping of genetic modification in UK agriculture », *SCHWERPUNKTHEMA*, vol. 3(9), pp. 39-51.

STIRLING, A. & DAVIS, G. (2004) : *Using the Multi-Criteria Mapping (MCM) technique*, Briefing 5, University of Sussex, University College London and the Policy Studies Institute.

STRAZZULLA, J. (1991) : *Les incendies de forêt*, Editions Denoël, Paris.

STRATON, A., JACKSON, S., MARINONI, O., PROCTOR, W. & WOODWARD, E. (2011) : « Exploring and evaluating scenarios for a river catchment in northern Australia using combined scenario development, multi-criteria analysis and a deliberative process as a tool for water planning », Water Resources Management, vol. 25, pp. 141-164.

SUGDEN, R. (1999) : « Public Goods and Contingent Valuation », in : BATEMAN, I. J. & WILLIS, K. G. (eds.), *Valuing Environmental Preferences*, Oxford University Press, pp. 131-151.

SUNSTEIN, C. R. (1993) : *Endogenous Preferences, Environmental Law*, John M. Olin Law & Economics Working Paper n° 14, University of Chicago Law School.

SUSMAN, P., O'KEEFE, P. & and WISNER, B. (1983) : « Global disasters, a radical interpretation », in : HEWITT, K. (ed.), *Interpretations of Calamity from the Viewpoint of Human Ecology*, Allen and Unwin, Boston, pp. 263-283.

TALBERTH, J., BERRENS, R. P., McKEE, M. & JONES, M. (2006) : « Averting and insurance decisions in the wildland-urban interface: implications of survey and experimental data for wildfire risk reduction policy », *Contemporary Economic Policy*, vol. 24(2), pp. 203-223.

TESCHL, M. & COMIN, F. (2005) : « Adaptive preferences and capabilities: Some preliminary conceptual explorations », *Review of Social Economy*, vol. 63(2), pp. 229-247.

THOMPSON, M. T. & CALKIN, D. E. (2011) : « Uncertainty and risk in wildland fire management: A review », *Journal of Environmental Management*, vol. 92, pp. 1895-1909.

TOMAN, E., STIDHAM, M., SHINDLER, B. & McCAFFREY, S. (2011) : « Reducing fuels in the wildland–urban interface: community perceptions of agency fuels treatments », *International Journal of Wildland Fire*, vol. 20, pp. 340-349.

TURNER, R. K., PEARCE, D. & BATEMAN, I. (1994) : *Environmental Economics. An Elementary Introduction*, Harvester Wheatsheaf, Hertfordshire.

VADNJAL, D. & O'CONNOR, M. (1994) : « What is the Value of Rangitoto Island? », *Environmental Values*, vol. 3, pp. 369-380.

van den BERGH, J.,FERRER-I-CARBONELL, A. & MUNDA, G. (2000) : « Alternative models of individual behaviour and implications for environmental policy », *Ecological Economics*, vol. 32, pp. 43-61.

van den HOVE (2000) : « Participatory approaches to environmental policy-making: the European Commission Climate Policy Process as a case study », *Ecological Economics*, vol. 33, pp. 457-472.

VARELA, E., GIERGICZNY, M., RIERA, P., MAHIEU, P.-A. & SOLIÑO, M. (2014) : « Economic valuation of forest fire programs in Andalusia (Spain): Social preferences and willingness to pay », *International Journal of Wildland Fire*, vol. 23(2), pp. 281-289.

VASKE, J. J., ABSHER, J. D. & BRIGHT, A. D. (2007) : « Salient Value Similarity, Social Trust and Attitudes toward Wildland Fire Management Strategies », *Human Ecology Review*, vol. 14(2), pp. 223-232.

VATN, A. (2000) : « The Environment as a Commodity », *Environmental Values*, vol. 9, pp. 493-509.

VATN, A. (2002) : « Efficient or Fair: Ethical Paradoxes in Environmental Policy », in : BROMLEY, D. W. & PAAVOLA, J. (eds.), *Economics, Ethics, and Environmental Policy : Contested Choices*, Blackwell Publishing, Oxford, pp. 148-163.

VATN, A. (2005a) : *Institutions and the Environment*, Edward Elgar, Cheltenham.

VATN, A. (2005b) : « Rationality, institutions and environmental policy », *Ecological Economics*, vol. 55, pp. 203-217.

VATN, A. (2009) : « An institutional analysis of methods for environmental appraisal », *Ecological Economics*, vol. 68, pp. 2207-2215.

VATN, A. & BROMLEY D.W. (1994) : « Choices without prices whitout apologies », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 26, pp. 129-148.

VAUX, H. J., GARDNER, P. D. & MILLS, T. J. (1984) : *Methods for Assessing the Impact of Fire on Forest Recreation*, General Technical Report GTR-PSW-79, United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley.

VÉLEZ MUÑOZ, R. (2009) : « The Causing Factors: A Focus on Economic and Social Driving Forces », in : BIROT, Y. (ed.), *Living with wildfires: what science can tell us*, EFI Discussion Paper 15, European Forest Institute Joensuu (Finland).

VENN, T. J. & CALKIN D. E. (2011) : « Accomodating non-market values in evaluation of wildfire management in the United States: challenges and opportunities », *International Journal of Wildland Fire*, vol. 20, pp. 327-339.

VISCUSI, W.K. (1998) : *Rational Risk Policy*, Oxford University Press, New York.

VOGT, C. A., WINTER, G. & FRIED, J. S. (2005) : « Predicting Homeowners' Approaval of Fuel Management at the Wildland-Urban Interface Using the Theory of Reasoned Action », *Society & Natural Resource*, vol. 18, pp. 337-354.

WALKER, S. H., RIDEOUT, D. B., LOOMIS, J. B. & REICH, R. (2007) : « Comparing the value of fuel treatment options in northern Colorado's urban wildland-urban interfaces areas », *Forest Policy and Economics*, vol. 9, pp. 694-703.

WATTS, M. (2009) : « Sen and the Art of Motorcycle Maintenance: Adaptive Preferences and Higher Education », *Studies in Philosophy and Education*, vol. 28, pp.425-436.

WEISS, S. (2003) : « Le Regroupement des petits propriétaires forestiers en vue d'une gestion concertée », *Revue Forestière Française*, vol. 55, n°4, p. 358-366.

WEISSHAUPT, B. R., JAKES, P. J., CARROLL, M. S. & BLATNER, K. A. (2007) : « Northern Inland West Land/Homeowner Perceptions of Fire Risk and Responsibility in the Wildland-Urban Interface », *Human Ecology Review,* vol. 14(2), pp. 177-187.

WEGNER, G. & PASCUAL, U. (2011) : *Cost-Benefit Analysis in the Context of Ecosystem Services for Human Well-Being: A Multidisciplinary Critique*, Ecosystem Services Economics (ESE) Working Paper Series, paper n° 13, The United Nations Environment Programme.

WILLINGER (1996) : « Préférences dépendantes du contexte : une analyse expérimentale », *Revue Economique*, vol. 47, n°3, pp. 577-587.

WILSON, M. A. & HOWARTH, R. B. (2002) : « Discourse-Based Valuation of Ecosystem Services: Establishing Fair Outcomes through Group Deliberation », *Ecological Economics*, vol. 41(3), pp. 431-443.

WINTER, G. & FRIED, J. S. (2000) : « Homeowner Perspectives on Fire Hazard, Responsibility, and Management Strategies at the Wildland-Urban Interface », *Society & Natural Resources*, vol. 13, pp. 33-49.

WINTER, G. & FRIED, J. S. (2001) : « Estimating Contingent Values for Protection from Wildland Fire Using a Two-Stage Decision Framework », *Forest Science*, vol. 47(3), pp. 349-359.

WINTER, G., VOGT, C. A. & FRIED, J. S. (2002) : « *Fuel Treatments at the Wildland-Urban Interface: Common Concerns in Diverse Regions* », *Journal of Forestry*, vol. 100(1), pp. 15-21.

WINTER, G., VOGT, C. A. & McCAFFREY, S. (2004) : « Examining Social Trust in Fuels Management Strategies », *Journal of Forestry*, vol. 102(6), pp. 8-15.

WITTMER, H., RAUSCHMAYER, F. & KLAUER, B. (2006) : « How to select instruments for the resolution of environmental conflicts? », *Land Use Policy*, vol. 23, pp. 1-9.

WYNNE, B. (1992) : « Risk and social learning: reification to engagement », in : KRIMSKY, S. & GOLDING, D. (eds.), *Social theories of risk*, Praeger, New York, pp. 275-300.

YOUNG, D. (1996) « Changing tastes and endogenous preferences: Some issues in modelling the demand for agricultural products », *European Review of Agricultural Economics*, vol. 23, pp. 281-300.

Liste des FIGURES

CHAPITRE 1

Figure 1.1 : Représentation graphique du modèle LC+L 17
Figure 1.2 : Raisonnement graphique proposé par Simard (1965) 20
Figure 1.3 : Détermination de l'effort optimal de protection primaire à travers une analyse à la marge 21
Figure 1.4 : Illustration des rendements marginaux décroissants des dépenses en pré-suppression 24
Figure 1.5 : Représentation graphique du modèle C+NVC 25
Figure 1.6 : Bénéfices de la protection contre les incendies de forêt 26
Figure 1.7 : Logique de l'Analyse Coûts-Bénéfices (ACB) et C+NVC 26
Figure 1.8 : Risque et critère C+NVC 29
Figure 1.9 : Prime de risque dans la logique C+NVC 30
Figure 1.10 : le critère C+NVC et la répartition du budget entre les différentes activités de protection 31
Figure 1.11 : Représentation de la FMM optimale selon le niveau de budget P 32
Figure 1.12 : Introduction des valeurs de non-usage dans le modèle C+NVC à travers une analyse coût-efficacité (ACE) 33
Figure 1.13 : Relation entre le critère NVC et le dommage net évité 35
Figure 1.14 : Equivalences entre l'exercice de minimisation et celui de maximisation 36
Figure 1.15 : Substituabilité des coûts de suppression et de pré-suppression 37
Figure 1.16 : Reformulation du modèle C+NVC avec P comme variable décisionnelle 38

CHAPITRE 2

Figure 2.1 : Les trois sophismes de l'Economie du feu 69
Figure 2.2 : Le premier sophisme de l'Economie du feu 71
Figure 2.3 : Ressources forestières après le feu (selon le niveau du budget de pré-suppression) 78
Figure 2.4 : Le deuxième sophisme de l'Economie du feu 81
Figure 2.5 : Les critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu sur le milieu forestier 82
Figure 2.6 : Les critiques socio-institutionnelles (1ère catégorie des critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu) 86
Figure 2.7 : Mise en contexte de la sous-section 2.2.3.1 87
Figure 2.8 : Mise en contexte de la sous-section 2.2.3.2 98
Figure 2.9 : Mise en contexte de la sous-section 2.2.3.3 104
Figure 2.10 : Les critiques matérielles (2ème catégorie de critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu) 114

Figure 2.11 : Les processus d'individualisation et d'abstraction dans l'évaluation monétaire de la forêt méditerranéenne 120
Figure 2.12 : Les critiques philosophiques (3ème catégorie de critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu) 122
Figure 2.13 : Illustration graphique des préférences lexicographiques 125
Figure 2.14 : CAP, Préférences et Bien-être dans les MEC appliquées aux impacts du feu 127
Figure 2.15 : Le troisième sophisme de l'Economie du feu 131
Figure 2.16 : Répartition de la valeur totale de la forêt méditerranéenne française (calculs réalisés dans le cadre du projet MEDFOREX) 136
Figure 2.17 : « L'espace économique » et les trois sophismes de l'Economie du feu 141

CHAPITRE 3

Figure 3.1 : Evolution de la Dotation Zonale Sud (ex-CFM) (valeurs exprimées en M€ constants 2014 ; période 1999-2012) 154
Figure 3.2 : Evolution du montant des subventions versées par le MAAF (hors Dotation Zonale et aides européennes) pour la réalisation de travaux de prévention contre les incendies de forêt (valeurs exprimées en M€ constants 2014 ; période 2007-2012) 155
Figure 3.3 : Evolution des aides versées par l'Union Européenne en matière de prévention contre les incendies de forêt dans le cadre des programmes FEOGA puis FEADER (depuis 2007) (valeurs exprimées en M€ constants 2014, période 2001-2012) 156
Figure 3.4 : Evolution des dépenses annuelles totales destinées à la réalisation des Missions d'Intérêt Général (MIG) confiées à l'Office National des Forêts (ONF) pour la Défense de la Forêt Contre les Incendies (DFCI) (valeurs exprimées en M€ constants 2014 ; période 1999-2012) 158
Figure 3.5 : Evolution des subventions accordées par le MAAF aux Départements pour le paiement des activités de prévention et de surveillance réalisées par les Forestiers Sapeurs (FORSAP) (valeurs exprimées en M€ constants 2014 ; période 1999-2012). 159
Figure 3.6 : Evolution du financement des MIG confiées à l'ONF pour la prévention contre les incendies de forêt (en millions d'euros constants 2014) 160
Figure 3.7 : Répartition du budget annuel moyen du Ministère de l'Intérieur pour la lutte contre le feu (période d'analyse : 2000-2013) 161
Figure 3.8 : Evolution du budget annuel du Ministère de l'Intérieur destiné à la lutte contre le feu (période 2000-2013 ; données en millions d'euros 2014) 162
Figure 3.9 : Evolution des dépenses du Ministère de l'Intérieur pour la protection contre le risque « incendies de forêt » (période 2000-2013 ; données en millions d'euros 2014) 163
Figure 3.10 : Surfaces débroussaillées aux abords des RD (et montants affectés à ces travaux de débroussaillement) sur l'ensemble du territoire du Var 168
Figure 3.11 : Evolution des surfaces débroussaillées dans le massif des Maures aux abords des RD 169
Figure 3.12 : Evolution des débroussaillements réalisés par les FORSAP aux abords des RD sur l'ensemble du Département du Var (période 2006-2011) 170
Figure 3.13 : Evolution des surfaces débroussaillées par les FORSAP (et des montants correspondants) pour le compte des maîtres d'ouvrage PIDAF dans les Maures (période 2006-2011) 171
Figure 3.14 : Evolution des montants affectés (par massif) aux travaux de pistes DFCI réalisés par le Génie Civil du CG 83 sur l'ensemble du Département (période 2006-2011, valeurs en euros 2014) 172

Figure 3.15 : Evolution des montants affectés aux travaux de pistes DFCI réalisés par le Génie Civil du CG 83 dans les Maures (période 2006-2011, valeurs exprimées en euros 2014) 173
Figure 3.16 : Surfaces entretenues par la dent du bétail sur des coupures DFCI et sur les zones de renfort pastoral aux abords de celles-ci (répartition par maître d'ouvrage PIDAF) 174
Figure 3.17 : Répartition des dépenses du SDIS 83 destinées à la prévention et à la lutte contre les feux de forêt 177
Figure 3.18 : Evolution du nombre de départs de feux et des surfaces brûlées (en hectares) dans le Département du Var (1973-2012) 178
Figure 3.19 : Cofinancement des travaux DFCI prévus dans les différents PIDAF et subventionnés selon les taux de subvention habituels (valeurs TTC) 184
Figure 3.20 : Evolution des travaux d'investissement et d'entretien sur les coupures DFCI gérés par le SIVOM Pays des Maures et par la CC Cœur du Var (période 2005-2010) 189
Figure 3.21 : Répartition des dépenses de protection contre le feu dans les Maures 196

CHAPITRE 4

Figure 4.1 : Les trois grandes étapes de l'évolution historique des scénarios 202
Figure 4.2 : Présentation schématique de l'évolution historique des scénarios 206
Figure 4.3 : Confluence d'informations qualitatives et quantitatives dans l'approche des Scénarios 228

CHAPITRE 5

Figure 5.0 : Contextualisation du chapitre 5 par rapport au processus de création des « Avenirs du feu » dans les Maures 235
Figure 5.1 : L'analyse institutionnelle, 1ère étape du processus de construction des scénarios 237
Figure 5.2 : Distribution par catégorie d'acteurs des personnes interviewées sur le terrain 238
Figure 5.3 : Les trois positionnements identifiés à partir des critiques repérées sur le terrain à l'égard de la gestion actuelle du feu 259
Figure 5.4 : Les diverses appréhensions du feu identifiées à partir de l'Analyse Institutionnelle 261
Figure 5.5 : L'identification des forces motrices dans l'élaboration des scénarios 266
Figure 5.6 : Diagramme de causalités identifiées entre les forces motrices « indirectes » 271
Figure 5.7 : Agrégation thématique des forces motrices directes 272
Figure 5.8 : Cartographie des forces motrices (2ème niveau d'agrégation) 273
Figure 5.9 : Forces motrices clés de nos scénarios de vie avec le feu 275
Figure 5.10 : Les enchainements à la base de nos « scénarios de vie avec le feu » 282
Figure 5.11 : Contextualisation de l'application de la méthode des deux axes et de l'élaboration des scénarios préliminaires 284
Figure 5.12 : Projection sur un plan orthogonal des deux forces motrices clés 285
Figure 5.13 : Matrice d'importance et d'incertitude (catégorisation des forces motrices et identification des forces motrices clés dans la méthode des deux axes) 286
Figure 5.14 : Interprétations de la « Méthode des deux axes » et relations chronologiques entre les axes orthogonaux et les scénarios 289
Figure 5.15 : Application de la « méthode des deux axes » dans notre travail de recherche 290
Figure 5.16 : Structuration des « scénarios » à travers la « méthode des deux axes » 292

CHAPITRE 6

Figure 6.0 : Les étapes du processus d'élaboration des « Avenirs du feu dans les Maures » présentées dans le chapitre 6 (la consultation des acteurs et la construction des scénarios définitifs) 295
Figure 6.1 : Contextualisation de la phase de consultation dans le processus d'élaboration des « avenirs du feu dans les Maures ». 296
Figure 6.2 : Acteurs engagés dans la phase de consultation 298
Figure 6.3 : Discrimination spatiale des « scénarios de vie avec le feu » suite à la phase de consultation 306
Figure 6.4 : Les « passerelles » entre les « avenirs du feu » 311
Figure 6.5 : Diagramme de causalités pour le scénario AFFRONTEMENT 319
Figure 6.6 : Diagramme de causalités pour le scénario (RE)COLONISATION 324
Figure 6.7 : Diagramme de causalités pour le scénario DOMESTICATION 329
Figure 6.8 : Diagramme de causalités pour le scénario ADAPTATION 334

CHAPITRE 7

Figure 7.1 : Les Approches Participatives MultiCritère (APMC) : un exemple d'« *Institution Articulatrice de Valeurs* » (IAV). 343
Figure 7.2 : Structuration idéale d'un processus d'évaluation à travers la SMCE 363
Figure 7.3 : Exemple de « *matrice d'impact multicritère* » (SMCE) 366
Figure 7.4 : Exemple de « *matrice d'impact social* » (SMCE) 367
Figure 7.5 : Exemple de « *dendrogramme de coalitions* » dans NAIADE (SMCE) 369
Figure 7.6 : Structuration des entretiens individuels dans le cadre de la MCM 370
Figure 7.7 : Evaluations globales par option réalisées par un participant dans le cadre de la MCM 374
Figure 7.8 : Exemples de classements individuels globaux des options « basiques » dans une MCM 376
Figure 7.9 : Description schématique du 3-SPM 377
Figure 7.10 : Exemple d'un arbre de valeurs par rapport à l'emplacement de plusieurs unités de traitement de déchets (3-SPM). 378
Figure 7.11 : Structuration idéale du 3-SPM 381
Figure 7.12 : Structuration schématique de l'approche « *INTÉGRAAL* » 383
Figure 7.13 : Représentation géométrique de la logique tridimensionnelle de la « *Matrice de Délibération* » (Repérage spatial des jugements) 385
Figure 7.14 : Illustration générique de la « *Matrice de Délibération* » dans le système KerDST (présentation des « *cellules extérieures* » ou « *cellules bilan* » -jugements agrégés-) 386
Figure 7.15 : Proposition de discrimination spatiale des quatre APMC étudiées dans ce travail de recherche (critères : nature heuristique et poids de la composante participative) 395

CHAPITRE 8

Figure 8.1 : Evolution des usages et des valeurs associées à la forêt des Maures au cours des deux derniers siècles 399
Figure 8.2 : Evolution de la surface boisée (en hectares) dans le département du Var (1789-2014) 402
Figure 8.3 : Evolution de la population du massif des Maures (1906-2008) 403
Figure 8.4 : Evolution du nombre de résidences principales et secondaires dans le Massif des Maures (période 1968-2011) 403
Figure 8.5 : Evolution du nombre de départs de feux et des surfaces brûlées (en hectares) dans le département du Var (période 1900-2014) 405
Figure 8.6 : Cartographie des acteurs du feu dans les Maures 429
Figure 8.7 : Processus d'identification et de définition des enjeux du feu dans les Maures 430
Figure 8.8 : le Modèle tétraédrique de la soutenabilité 431
Figure 8.9 : Dimension politique sous-jacente à chacun des six enjeux identifiés 432
Figure 8.10 : Indicateurs mobilisés par l'ensemble des acteurs dans la phase d'exploration vis-à-vis de l'enjeu « viabilité financière » (mise en évidence des indicateurs à essence politique) 433
Figure 8.11 : Illustration des deux types d'Interface Habitat-Forêt (IFH) dans les Maures 435
Figure 8.12 : Structuration tridimensionnelle du problème du feu 440

CHAPITRE 9

Figure 9.1 : Distribution par catégories d'acteurs des 24 participants à la phase d'exploration des scénarios de vie avec le feu » 445
Figure 9.2 : Explicitation des différents niveaux d'exploration des « avenirs du feu » dans les Maures 447
Figure 9.3 : Complémentarité des APMC utilisées 449
Figure 9.4 : Exemple de l'ensemble des « barres d'évaluations » obtenues pour une catégorie d'acteurs déterminée 451
Figure 9.5 : Classements des scénarios par critère d'évaluation pour une catégorie d'acteurs déterminée (analyse de l'impact de l'incertitude sur les préférences) 453
Figure 9.6 : Exemples de radars indiquant la « distribution de l'incertitude » pour une certaine catégorie d'acteurs entre les différents scénarios et les différents critères d'évaluation 455
Figure 9.7 : Exemples de graphiques illustrant pour une catégorie d'acteurs déterminée, l'importance relative attribuée à chaque critère d'évaluation et les classements globaux résultants 455
Figure 9.8 : Exemple d'un inventaire d'indicateurs (pour le critère « viabilité financière ») 457
Figure 9.9 : Exemple de diagramme circulaire illustrant l'importance relative des indicateurs mobilisés par rapport à un critère d'évaluation (« viabilité financière ») 459
Figure 9.10 : Exemple de tableau illustrant la sélection et la pondération des indicateurs opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs pour le critère d'évaluation « viabilité financière » 460
Figure 9.11 : Coupe transversale de la « Matrice de Délibération » affichant les jugements émis par les participants à travers les indicateurs choisis pour évaluer le critère « viabilité financière » 462
Figure 9.12 : Identification des ententes possibles entre les catégories d'acteurs (selon leurs classements globaux au 1er niveau d'exploration) 497

Figure 9.13 : Comparaison des poids attribués par les catégories d'acteurs aux six enjeux identifiés 498
Figure 9.14 : Places obtenues par chacun des « avenirs du feu » dans les 96 classements considérés (à raison de 12 classements par catégorie d'acteurs) 499
Figure 9.15 : Comparaisons deux à deux des classements obtenus par les scénarios DOMESTICATION, ADAPTATION et (RE)COLONISATION 500
Figure 9.16 : Places attribuées aux 4 avenirs du feu selon le critère d'évaluation retenu (distribution des critères d'évaluation par dimension) 501
Figure 9.17(a) : Indicateurs utilisés pour définir et évaluer le critère « viabilité financière » (toutes catégories d'acteurs confondues) 506
Figure 9.17(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés par rapport au critère « viabilité financière » (toutes catégories d'acteurs confondues) 507
Figure 9.17(c) : Sélection et pondération des indicateurs opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs pour le critère « viabilité financière » 508
Figure 9.17(d) : Jugements des scénarios à travers les indicateurs mobilisés par rapport au critère d'évaluation « viabilité financière » 509
Figure 9.18(a) : Indicateurs utilisés pour évaluer le critère « protection » (toutes catégories d'acteurs confondues) 511
Figure 9.18(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés pour évaluer la « protection » (toutes catégories d'acteurs confondues) 512
Figure 9.18(c) : Sélection des indicateurs et pondérations opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis du critère « protection » 513
Figure 9.18(d) : Résultats (par catégorie d'acteurs) des jugements émis à travers les indicateurs mobilisés pour le critère d'évaluation « protection » 514
Figure 9.19(a) : Indicateurs utilisés pour évaluer le critère « confiance et participation » (toutes catégories d'acteurs confondues) 516
Figure 9.19(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « confiance et participation » (toutes catégories d'acteurs confondues) 517
Figure 9.19(c) : Sélection des indicateurs et pondérations opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis du critère « confiance et participation » 518
Figure 9.19(d) : Résultats (par catégorie d'acteurs) des jugements émis à travers les indicateurs mobilisés pour le critère d'évaluation « confiance et participation » 518
Figure 9.20(a) : Indicateurs utilisés pour évaluer le critère « revenus générés par la forêt » (toutes catégories d'acteurs confondues) 520
Figure 9.20(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « revenus générés par la forêt » (toutes catégories d'acteurs confondues) 521
Figure 9.20(c) : Sélection des indicateurs et pondérations opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis du critère « revenus générés par la forêt » 522
Figure 9.20(d) : Résultats (par catégorie d'acteurs) des jugements émis à travers les indicateurs mobilisés pour le critère d'évaluation « revenus générés par la forêt » 523
Figure 9.21(a) : Indicateurs utilisés pour évaluer le critère « identité locale » (toutes catégories d'acteurs confondues) 525
Figure 9.21(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « identité locale » (toutes catégories d'acteurs confondues) 526
Figure 9.21(c) : Sélection des indicateurs et pondérations opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis du critère « identité locale » 527
Figure 9.21(d) : Résultats (par catégorie d'acteurs) des jugements émis à travers les indicateurs 528

mobilisés pour le critère d'évaluation « identité locale »
Figure 9.22(a) : Indicateurs utilisés pour évaluer le critère « qualité de l'écosystème » (toutes catégories d'acteurs confondues) 529
Figure 9.22(b) : Importance relative des indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « qualité de l'écosystème » (toutes catégories d'acteurs confondues) 530
Figure 9.22(c) : Sélection des indicateurs et pondérations opérées au sein de chaque catégorie d'acteurs vis-à-vis du critère « qualité de l'écosystème » 531
Figure 9.22(d) : Résultats (par catégorie d'acteurs) des jugements émis à travers les indicateurs mobilisés pour le critère d'évaluation « qualité de l'écosystème » 532
Figure 9.23(a) : Résultats obtenus par le scénario AFFRONTEMENT au 2ème niveau d'exploration 534
Figure 9.23(b) : Résultats obtenus par le scénario (RE)COLONISATION au 2ème niveau d'exploration 535
Figure 9.23(c) : Résultats obtenus par le scénario DOMESTICATION au 2ème niveau d'exploration 536
Figure 9.23(d) : Résultats obtenus par le scénario ADAPTATION au 2ème niveau d'exploration 537
Figure 9.24 : Jugements majoritaires des « municipalités », des « chargés de PIDAF » et des « services de l'Etat » au 2ème niveau d'exploration 538
Figure 9.25 : Identification des ententes possibles entre les catégories d'acteurs (selon leurs classements globaux au 2ème niveau d'exploration et leurs justifications) 540

Liste des TABLEAUX

Tableau 0.1 : Croisement de l'intensité et de l'occurrence dans la conception de l'aléa « feux de forêt » 2
Tableau 1.1 : Principaux résultats de Starbuck et al. (2006 47
Tableau 1.2 : CAP médians estimés par González-Cabán et al. (2006) 51
Tableau 1.3 : CAP estimés pour deux programmes de réduction de combustible (Walker et al. 2007) 51
Tableau 1.4 : CAP pour la mise en place de stratégies de protection privées (Fried et al. 1999) 58
Tableau 1.5 : CAP pour la mise en place de stratégies de protection publiques (Fried et al. 1999) 58
Tableau 1.6 : Positionnements vis-à-vis des différentes stratégies de protection (Winter & Fried 2000) 60
Tableau 1.7 : Les facteurs explicatifs du CAP pour la réalisation de réductions du combustible dans les zones d'interface (Winter et al. 2002) 61
Tableau 1.8 : Corrélations entre les facteurs de confiance/méfiance envers les gestionnaires du risque et l'acceptation des réductions de combustible (Winter et al. 2004) 62
86
Tableau 2.1 : Critiques socio-institutionnelles adressées aux exercices d'évaluation monétaire des enjeux exposés au feu
Tableau 2.2 : La construction -en trois temps- des préférences individuelles vis-à-vis des enjeux exposés au feu 89
Tableau 2.3 : Critiques matérielles adressées à l'évaluation monétaire du milieu forestier 115
Tableau 2.4 : Compartimentage de la forêt méditerranéenne en plusieurs « biens et services forestiers » (projet MEDFOREX) 116
Tableau 2.5 : Estimation de la valeur monétaire totale de la forêt méditerranéenne française 117
Tableau 2.6 : Estimation de la valeur cynégétique de la forêt méditerranéenne 121
(en €/ha/an ; valeurs exprimées en euros 2001)
149

Tableau 3.1 : Clés de répartition territoriale et pondérations respectives pour l'affectation des valeurs nationales au niveau du Département du VAR
Tableau 3.2 : Calcul de l'importance relative des surfaces brûlées dans les Maures 151
Tableau 3.3 : Estimation du budget annuel moyen ventilé par le MAAF pour la prévention contre les feux de forêt (comparaison avec les montants publiés pour l'année 2012) 153
Tableau 3.4 : Récapitulatif des dépenses moyennes annuelles du Conseil Général du Var pour la DFCI 166
Tableau 3.5 : Intégration du réseau routier départemental dans le maillage DFCI (routes à la charge du CG 83 situées à proximité d'espaces naturels combustibles) 167
Tableau 3.6 : Surfaces débroussaillées dans les Maures le long des RD (valeurs exprimées en euros 2014) 169
Tableau 3.7 : Estimation des dépenses annuelles moyennes du SDIS 83 pour la prévention et la lutte contre les incendies de forêt (valeurs brutes) 176
Tableau 3.8 : Estimation des dépenses moyennes du SDIS 83 pour ses interventions « feux de forêt » 179
Tableau 3.8 : Estimation des dépenses annuelles moyennes dans le cadre des PIDAF dans le territoire des Maures (valeurs exprimées en milliers d'euros 2014) 184
Tableau 3.9 : Estimations des dépenses moyennes PIDAF-DFCI du SIVOM PAYS DES MAURES 187
Tableau 3.10 : Estimations des dépenses moyennes PIDAF-DFCI pour la CC Cœur du Var (travaux réalisés dans le massif SUD) 188
Tableau 3.11 : Estimations des montants alloués par les communes à des travaux de débroussaillement (hors travaux PIDAF subventionnés) 190
Tableau 3.12 : Estimation des dépenses brutes moyennes des CCFF dans le Var (en euros 2014) 191
Tableau 3.12 : Estimation des dépenses totales nettes des CCFF varois (euros 2014) 194
Tableau 3.13 : Récapitulatif des dépenses de protection contre le feu dans les Maures 195
209
Tableau 4.1 : Critères mobilisés dans plusieurs définitions du concept de « scénarios »
Tableau 4.2 : Pertinence de l'approche des scénarios dans l'évaluation des systèmes socio-écologiques 218
Tableau 4.3 : Les 15 critères de caractérisation des scénarios 220
Tableau 4.4 : « Carte d'identité » de nos « scénarios de vie avec le feu » 231
283
Tableau 5.1 : Présentation des narratives identifiées (ébauches des scénarios préliminaires)
308
Tableau 6.1 : Précisions par rapport aux « passerelles » thématiques existant entre les scénarios d'« affrontement technique » et de « domestication du feu »
Tableau 6.2 : Précisions par rapport aux « passerelles » thématiques existant entre les scénarios de « domestication du feu » et « (re)colonisation de la forêt » 309
Tableau 6.3 : Précisions par rapport aux « passerelles » thématiques existant entre les scénarios de « (re)colonisation de la forêt » et d'« adaptation » 310
Tableau 6.4 : Tableau de bord présentant les caractéristiques des « avenirs du feu » dans les Maures 312
347
Tableau 7.1 : Illustration d'un problème multicritère discret
Tableau 7.2 : Exemple générique de numérisation des valeurs linguistiques exprimées par le décideur dans le cadre de l'AHP 352
Tableau 7.3 : Matrice de comparaison (exemple numérique avec trois critères) 353
Tableau 7.4 : illustration du calcul des poids dans la méthode AHP 353
Tableau 7.5 : les 4 variantes d'évaluation envisagées dans l'approche INTÉGRAAL 389
Tableau 7.6 : Grille de comparaison des APMC présentées dans ce travail de recherche 393
406
Tableau 8.1 : Catégories d'acteurs identifiées sur le terrain
463
Tableau 9.0 : Abréviations utilisées dans la « Matrice de Délibération »
Tableau 9.1 : Classements globaux (tous critères confondus) des quatre « avenirs du feu dans les Maures » (résultats par catégories d'acteurs et par type de vision adoptée) 495
Tableau 9.2 : Scénarios globalement considérés les plus souhaitables (par critère et par dimension) 503
Tableau 9.3 : Illustration de l'isolement dialectique des « associations de protection de la nature » 539

Liste des ENCADRES

Encadré 1.1 : Les évaluations monétaires de l'ensemble des « bénéfices » générés par les programmes de protection contre le feu 44
Encadré 1.2 : Les évaluations monétaires de l'impact du feu sur la valeur récréative de la forêt 48
Encadré 1.3 : Les évaluations des bénéfices générés par les réductions de la biomasse combustible 56
Encadré 1.4 : Les évaluations monétaire dans l'IFH 66
70
Encadré 2.1 : Plan du chapitre « Les trois sophismes de l'Economie du feu »
Encadré 2.2 : Plan des sections 2.2.3 à 2.2.5 portant sur les critiques « externes » à la monétarisation des impacts du feu 83
145
Encadré 3.1 : Plan du chapitre 3
239
Encadré 5.1 : Questions ouvertes posées aux acteurs rencontrés sur le terrain et visant la construction des scénarios
Encadré 5.2 : Principales critiques et demandes repérées sur le terrain 242
Encadré 5.3 : Inventaire des forces motrices recueillies pendant les entretiens (classification STEEP) 268
Encadré 5.4 : Légende de la figure 5.6 270
355
Encadré 7.1 : Approches participatives communément appliquées dans la gestion environnementale
416
Encadré 8.1 : Extrait d'un article paru dans le journal La Marseillaise (19 mars 2007)
456
Encadré 9.1 : Codes couleur proposés aux participants pour évaluer les scénarios à travers les indicateurs (2ème niveau d'exploration)
Encadré 9.2 : Composition des cellules de la « Matrice de Délibération » 461
(illustration du principe de la « représentativité des couleurs »)
Encadré 9.3(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « agriculteurs en forêt » 464
(présentation des résultats par scénarios)
Encadré 9.3(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios 465
(catégorie d'acteurs « agriculteurs en forêt »)
Encadré 9.3(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les scénarios et les critères d'évaluation 466
(catégorie d'acteurs « agriculteurs en forêt »)
Encadré 9.3(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « agriculteurs en forêt » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus) 467
Encadré 9.4(a): « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « associations de protection de la nature » (présentation des résultats par scénarios) 468
Encadré 9.4(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios 469
(catégorie d'acteurs « associations de protection de la nature »)
Encadré 9.4(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les scénarios et les critères d'évaluation 470
(catégorie d'acteurs « associations de protection de la nature »)
Encadré 9.4(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « associations de protection de la nature » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus) 471
Encadré 9.5(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « chargés de PIDAF » 472
(présentation des résultats par scénarios)
Encadré 9.5(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios 473
(catégorie d'acteurs « chargés de PIDAF »)
Encadré 9.5(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les scénarios et les critères d'évaluation 474
(catégorie d'acteurs « chargés de PIDAF »)
Encadré 9.5(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « chargés de PIDAF » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus) 475
Encadré 9.6(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « Conseil Général » (présentation des résultats par scénarios) 476

Encadré 9.6(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « Conseil Général ») 477
Encadré 9.6(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les différents scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « Conseil Général ») 478
Encadré 9.6(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « chargés de PIDAF » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus) 479
Encadré 9.7(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « habitants en forêt » (présentation des résultats par scénarios) 480
Encadré 9.7(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « habitants en forêt ») 481
Encadré 9.7(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les différents scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « habitants en forêt ») 482
Encadré 9.7(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « habitants en forêt » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus) 483
Encadré 9.8(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « municipalités » (présentation des résultats par scénarios) 484
Encadré 9.8(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « municipalités ») 485
Encadré 9.8(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les différents scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « municipalités ») 486
Encadré 9.8(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « municipalités » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus) 487
Encadré 9.9(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « propriétaires forestiers » (présentation des résultats par scénarios) 488
Encadré 9.9(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « propriétaires forestiers ») 489
Encadré 9.9(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les différents scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « propriétaires forestiers ») 490
Encadré 9.9(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « chargés de PIDAF » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus) 491
Encadré 9.10(a) : « Barres d'évaluation » obtenues pour la catégorie « services de l'Etat » (présentation des résultats par scénarios) 492
Encadré 9.10(b) : Influence de l'incertitude sur le classement des scénarios (catégorie d'acteurs « services de l'Etat ») 493
Encadré 9.10(c) : « Distribution de l'incertitude » entre les différents scénarios et les critères d'évaluation (catégorie d'acteurs « services de l'Etat ») 494
Encadré 9.10(d) : Pondérations des différents critères d'évaluation pour la catégorie « services de l'Etat » et classements globaux des scénarios (tous critères confondus) 494
Encadré 9.11 : Comparaisons deux à deux (par critère d'évaluation) des scénarios DOMESTICATION, ADAPTATION et (RE)COLONISATION 502
Encadré 9.12 : Illustration à travers la « Matrice de Délibération » d'un cas d'ambigüité interprétative (jugements émis par rapport au scénario ADAPTATION et à travers les indicateurs mobilisés pour évaluer le critère « viabilité financière ») 510
Encadré 9.13 : Illustration d'un cas d'ambigüité interprétative par rapport à l'enjeu « protection » 515
Encadré 9.14 : Illustration d'un cas d'ambigüité normative (enjeu « confiance et participation ») 519
Encadré 9.15 : Premier exemple d'ambiguïté normative (enjeu « revenus générés par la forêt ») 524
Encadré 9.16 : Deuxième exemple d'ambiguïté normative (enjeu « revenus générés par la forêt ») 524
Encadré 9.17 : Un exemple d'ambiguïté interprétative pour le critère « identité locale » 528
Encadré 9.18 : Illustration de la correspondance en termes de « qualité de l'écosystème » entre le choix de l'indicateur « fermeture du milieu » et le jugement du scénario (RE)COLONISATION 533

Liste des CARTES

Carte 0.1 : Localisation du Massif des Maures 4
Carte 0.2 : Surfaces parcourues par le feu dans le Var au cours des 50 dernières années 5
183
Carte 3.1 : Maîtres d'ouvrage PIDAF Département du Var (selon le PDPFCI 2009)
417
Carte 8.1 : Etat d'avancement des PPRif dans le département du Var (début 2015)
Carte 8.2 : Forêts communales, domaniales et privées dans le massif des Maures 422
Carte 8.3 : Groupements territoriaux du SDIS 83 et Centres d'Incendie et de Secours (CIS) 426
Carte 8.4 : Mesures de protection de la nature dans les Maures (hors sites « NATURA 2000 » et PIG) 439

Liste des PHOTOS

Photo 5.1 : Vue aérienne d'une coupure de combustible dans la forêt domaniale des Maures 243
Photo 5.2 : Ancien mur pare-feu entre les communes de Bormes-Les-Mimosas et Collobrières 280
401
Photo 8.1 : Fabrique de bouchons à Collobrières (1907)
Photo 8.2 : Ancienne coopérative castanéicole de La Garde Freinet (2010), aujourd'hui devenue des logements 404

Liste des ACRONYMES

ACRONYMES INSTITUTIONNELS

ADCCFF 83	Association Départementale des Comités Communaux Feux de Forêt du Var
APFM	Auxiliaires de Protection de la Forêt Méditerranéenne
APPB	Arrêté Préfectoral de Protection Biotope
ASL	Associations Syndicale Libre
CAD	Contrats d'Agriculture Durable
CCFF	Comités Communaux Feux de Forêt
CEEP	Conservatoire-Etudes des Ecosystèmes de Provence
CEN-PACA	Conservatoire d'Espaces Naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur
CERPAM	Centre d'Etudes et de Réalisations Pastorales Alpes Méditerranée
CFM	Conservatoire de la Forêt Méditerranéenne
CFT	Charte Forestière de Territoire
CG 83	Conseil Général du Var
CIQ	Comité d'Intérêt de Quartier
COFOR 83	Association des Communes Forestières du Var
CR PACA	Conseil Régional Provence-Alpes-Côte d'Azur
CRPF	Centre Régional de la Propriété Forestière
CTE	Contrats Territoriaux d'Exploitation
DATAR	Délégation interministérielle à l'Aménagement du Territoire et à l'Attractivité Régionale
DDAF	Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt
DDTM	Direction Départementale des Territoires et de la Mer
DFCI	Défense de la Forêt Contre les Incendies
DGSCGC	Direction Générale de la Sécurité Civile et de la Gestion des Crises
DRAAF	Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt
DZS	Dotation Zonale Sud
EEA	*European Environmental Agency* (Agence Européenne de l'Environnement)
EFFIS	*European Forest Fire Information System* (Système Européen d'Informations sur les Feux de Forêt)
EPCI	Etablissement Public de Coopération Intercommunale
FEADER	Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural
FEOGA	Fonds Européen d'Orientation et de Garantie Agricole
FORSAP	Forestiers-Sapeurs
GIEC	Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Evolution du Climat
GIF	Grands Incendies de Forêt
IFH	Interface Forêt-Habitat
MAE	Mesures AgroEnvironnementales
MAFF	Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt
MEDDE	Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie
MIG-DFCI	Missions d'Intérêt Général [confiées à l'ONF] en matière de protection de la forêt contre les incendies de forêt
OFRAN	Ouvriers Forestiers Rapatriés d'Afrique du Nord

OLAE	Opérations Locales Agro-Environnementale
OLD	Obligation Légale de Débroussaillement
ONF	Office National des Forêts
PDPFCI	Plan Départemental de Protection des Forêts Contre l'Incendie
PIDAF	Plan Intercommunal de Débroussaillement et d'Aménagement Forestier
PIG	Projet d'Intérêt Général
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
PPFCI	Plans de Protection des Forêts Contre les Incendies
PPRif	Plans de Prévention des Risques d'incendies de forêt
RBI	Réserve Biologique Intégrale
RNN	Réserve Naturelle Nationale
SDIS	Service Départemental d'Incendie et de Secours
SIVOM	Syndicat Intercommunal à VOcations Multiples
SIVU	Syndicat Intercommunal à Vocation Unique
SPCV	Syndicat des Producteurs de Châtaignes du Var
SPFSV	Syndicat des Propriétaires Forestiers Sylviculteurs du Var
UIISC	Unités d'Instruction et d'Intervention de la Sécurité Civile
ZNIEFF	Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Floristique et Faunistique

ACRONYMES THEORIQUES

3-SPM	Three-Stage Participation Model (Modèle Participatif en Trois Etapes)
ACA/ACB	Analyse Coûts-Avantages / Analyse Coûts-Bénéfices
ACE	Analyse Coûts-Efficacité
AHP	Analytical Hierachy Process (Procédé d'Analyse Hiérarchique)
AMC	Analyse MultiCritère
APMC	Approche Participative MultiCritère
C+NVC	Costs + Net Value Change (coûts + changement net de la valeur)
CAP	Consentement à Payer
CAR	Consentement à Recevoir
EMD	Evaluation Monétaire Délibérative
IAV	Institutions Articulatrices de Valeurs
LC+L	Least Cost + Losses (coût minimal + pertes)
MAUT	Multi-Attribute Utility Theory (Théorie de l'Utilité Multi-Attribut)
MCDA	Multi-Criteria Decision Aid (Aide MultiCritère à la Décision)
MCDM	Multi-Criteria Decision Making (Prise de Décision Multicritère)
MCM	Multi-Criteria Mapping (Cartographie MultiCritère)
MCT	Méthode des Coûts de Transports
MD	Matrice de Délibération
MEC	Méthode d'Evaluation Contingente
NVC	Net Value Change (Changement Net de la Valeur)
SMCE	Social Multi-Criteria Evaluation (Evaluation Sociale MultiCritère)
VET	Valeur Economique Totale
VSV	Valeur Statistique de la Vie Humaine

ANNEXES

***Annexe 1** : notice explicative phase d'exploration des scénarios*

***Annexe 2** : grille d'exploration des scénarios*

***Annexe 3** : Liste de personnes ayant participé à au moins l'une des phases de notre démarche*

Annexe 1 *: notice explicative phase d'exploration des scénarios*

Nom et Prénom : .....

Organisme : .....

Fonction : .....

L'objectif de cette « enquête » est que chaque **ACTEUR** évalue chacun des quatre **SCENARIOS** à travers plusieurs critères d'évaluation ou **ENJEUX** (ex : viabilité financière, protection de biens et des personnes, etc.).

Importance accordée aux enjeux : L'importance accordée à chacun des enjeux varie selon les personnes et les catégories d'acteurs. Vous avez donc la possibilité de pondérer (attribuer un poids particulier) à chacun des six enjeux identifiés. Pour cela, veuillez remplir la **colonne à gauche** dans le tableau suivant.

Vous pouvez aussi estimer que tous les enjeux ont la même importance (dans ce cas, vous pouvez ne pas remplir la 1ère colonne).

	Poids attribué à cet enjeu (échelle de 0 à 10)	**Indicateurs, concepts ou arguments qui caractérisent les enjeux de performance.** (voir concepts suggérés au verso)	**Importance des indicateurs** (échelle de 0 à 10)
Viabilité financière	_____	1. 2. 3.	1. _____ 2. _____ 3. _____
Protection des personnes, des biens et des activités	_____	1. 2. 3.	1. _____ 2. _____ 3. _____
Confiance mutuelle **et participation**	_____	1. 2. 3.	1. _____ 2. _____ 3. _____
Revenus générés par la forêt	_____	1. 2. 3.	1. _____ 2. _____ 3. _____
Culture forestière et identité locale	_____	1. 2. 3.	1. _____ 2. _____ 3. _____
Qualité de l'écosystème (protection de l'environnement)	_____	1. 2. 3.	1. _____ 2. _____ 3. _____

Si vous estimez que des enjeux importants par rapport à la problématique du feu n'ont pas été retenus dans cette analyse, veuillez les préciser dans le cadre suivant :

Indicateurs ou concepts associés à chaque enjeu : Chacun des six enjeux retenus peut être appréhendé (et donc évalué) de multiples façons. Afin de clarifier la signification que vous donnez à chaque enjeu, on vous propose de choisir jusqu'à trois indicateurs ou concepts pour chaque enjeu (**colonne centrale** du tableau ci-dessus). Pour cela, vous pouvez soit utiliser des indicateurs suggérés dans la liste fournie dans cette notice, soit en utiliser d'autres que vous proposez vous-même. Ces indicateurs ou concepts peuvent avoir une importance plus ou moins grande : vous avez la possibilité de leurs attribuer des poids différents (**colonne à droite**)

Ex : Pour évaluer l'enjeu de la viabilité financière, je peux décider par exemple de mobiliser les trois indicateurs suivants : (1) les coûts liés aux travaux de réduction de combustible, (2) les coûts liés à l'intervention des moyens techniques et (3) la dépendance des communes par rapport aux bayeurs de fond.

IMPORTANT : Munissez-vous de cette feuille pour remplir la grille d'évaluation des 4 scénarios. Si vous voulez utiliser les mêmes indicateurs (ou concepts) pour les 4 scénarios, **il n'est plus nécessaire de remplir les colonnes coloriées en gris dans le feuillet d'évaluation** (*2ème et 3ème colonnes de la grille d'évaluation*). Cela vous permet de compléter l'enquête plus rapidement.

Evaluation des enjeux (*1ère colonne de la grille d'évaluation*) : ici vous êtes invités à évaluer les enjeux pour chaque scénario. Deux notes vous sont demandées : une que l'on peut qualifier d'optimiste (les choses vont dans le sens du scénario) et l'autre plutôt pessimiste (lorsque ça tourne mal : un évènement provoque une rupture dans la logique du scénario).

En effet, des chocs externes peuvent altérer le déroulement des avenirs proposés. Par le passé, les Maures ont connu des évènements exogènes (c'est-à-dire au-delà du pouvoir de décision des acteurs locaux) ayant profondément bouleversé la problématique des feux de forêt. Citons par exemple l'arrivée du train dans la région des Maures, l'impact du matsucoccus feytaudi, l'explosion touristique dans les communes du littoral, la crise du secteur du liège, etc. D'autres évènements futurs pourraient avoir un impact semblable dans les décennies à venir. Les acteurs ont cités la crise énergétique (développement du bois-énergie ?), la transformation des valeurs sociales (consolidation des filières bio, simplicité volontaire ?), l'évolution du cours mondial du bois, les budgets alloués à la DFCI par les principaux financeurs, les effets du changement climatique dans la région méditerranéenne, etc.

L'idée de demander deux notes (une optimiste, l'autre pessimiste) répond à notre volonté de tester la résilience des scénarios face à ce genre d'évènements, ainsi que le degré d'incertitude qui les caractérisent.

Ex : Si je pense que le scénario 1 (Affrontement technique du feu) est viable financièrement dans la description proposée pour cet avenir du feu, mais que cela dépend largement d'un état des choses pouvant être altéré par un évènement exogène que j'estime vraisemblable (par exemple, le désengagement financier des bailleurs de fonds), alors ma note « optimiste » pour cet enjeu et ce scénario sera plutôt élevée (disons 9), tandis que ma note « pessimiste » sera au contraire très basse (disons 2 ou 3).

Autrement dit, si j'estime que la viabilité financière du scénario 1 est indépendante de ce genre d'évènement, alors ma note « pessimiste » sera proche de ma note « optimiste ». Si j'évalue positivement la performance de cet enjeu, alors les deux notes seront élevées. Si je l'évalue négativement, alors les deux notes seront basses.

Si vous l'estimez opportun, vous pouvez ajouter des explications à vos notes « optimiste » et « pessimiste » pour chacun des scénarios. Le cas échéant, vous pouvez préciser quels évènements d'après vous peuvent bouleverser ces scénarios.

Evolution probable des indicateurs (ou concepts) : on vous demande ici de préciser pour chaque scénario, quelle sera d'après vous l'évolution des indicateurs (ou concepts) que vous avez retenus pour évaluer les enjeux (*4ème colonne de la grille d'évaluation*).

Jugement des indicateurs (ou concepts) : Dans cette dernière colonne, vous êtes invités à juger la performance des différents indicateurs (ou concepts). Pour cela, vous pouvez utilisez une des couleurs ci-dessous proposées (1couleur = 1jugement).

	Ça ne me concerne pas
	Je ne sais pas
	Mauvais
	Moyen
	Bon

Ex : Si je pense que le scénario n°1 (Affrontement technique) implique des coûts de mise en place très importants, alors je cocherai la case rouge. Si au contraire, je pense que le scénario 1 entraîne des coûts de mise en place relativement bas, alors je cocherai la case verte.

Suggestion d'indicateurs ou concepts pour la caractérisation des enjeux :

Viabilité financière

- *coûts de mise en place.*
- *coûts d'entretien.*
- *partage des responsabilités (au niveau financier).*
- *dépendance par rapport aux bayeurs de fond.*
- *diversité des financeurs de la DFCI.*
- *possibilités de valorisation économique des ouvrages DFCI.*

Revenus générés par la forêt

- *évolution du nombre d'entreprises sylvicoles.*
- *évolution du nombre d'exploitations agricoles.*
- *taux d'occupation des hébergements touristiques.*
- *fréquentation des sites touristiques du massif.*
- *nombre d'emplois liés à l'activité touristique.*
- *montants perçus à travers les taxes foncières.*

Protection des biens et des personnes

- *nombre de maisons susceptibles d'être encerclées par le feu en cas d'incendie.*
- *victimes mortelles probables en cas d'incendie de forêt.*
- *pertes matérielles probables en cas d'incendie de forêt.*
- *possibilités d'évacuation en cas d'incendie de forêt.*
- *contrôlabilité du feu à proximité des installations humaines.*
- *applicabilité des obligations de débroussaillement autour des habitations.*
- *maisons équipés de matériaux résistants au feu.*
- *kilomètres de linéaire habitat-forêt.*

Culture forestière et identité locale

- *survie de la filière liège.*
- *présence de troupeaux en forêt.*
- *dynamisme des propriétaires forestiers.*
- *fréquentation de la forêt par la population locale.*
- *nombre de chasseurs.*
- *logements destinés aux travailleurs de la forêt.*
- *intégration de la forêt dans les projets de développement.*
- *degré de mise en œuvre des actions retenues par la CFT.*

Confiance mutuelle et participation

- *conflits révélés entre le SDIS et le reste d'acteurs.*
- *intégration de tous les acteurs dans la gestion du feu.*
- *prise en compte par les acteurs des conseils proposés par les sapeurs-pompiers.*
- *niveau de connaissance du phénomène (culture du feu).*
- *expérience des habitants.*
- *degré d'organisation au niveau de la population.*

Qualité de l'écosystème

- *fragmentation des habitats*
- *dérangement de la faune.*
- *surface concernée par des espèces envahissantes*
- *évolution de la population de tortues d'Hermann*
- *fermeture du milieu.*
- *diversité de la flore (espèces, âges...).*
- *artificialisation du milieu.*
- *accueil d'espèces migratoires.*

Commentaires sur les scénarios :

Vous pouvez utiliser cette feuille pour ajouter des remarques ou des commentaires sur les quatre scénarios proposés. Si vous l'estimez opportun, vous pouvez aussi expliquer votre évaluation des « avenirs du feu ».

Nom et Prénom : .....

Scénario : AFFRONTEMENT

	Evaluation des enjeux Echelle de 0 (*très mauvais*) à 10 (*très bon*) Important : ici on évalue chaque enjeu face aux chocs et surprises entrevus dans la notice ad hoc	Evaluation à travers les **indicateurs, concepts ou arguments** mobilisés Attention : ne remplir ces colonnes que si de nouveaux indicateurs ou arguments sont utilisés par rapport à ceux déjà choisis dans la notice ad hoc)			Jugement des indicateurs/concepts (voir notice):
		Indicateurs, concepts, arguments...	Importance attribuée (échelle de 0 à 10):	Evolution probable des indicateurs (↑, → ou ↓):	
Viabilité financière	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Protection des personnes, des biens et des activités	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Confiance mutuelle et participation	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Revenus générés par la forêt	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Culture forestière et identité locale	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Qualité de l'écosystème	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	

Scénario : (RE)COLONISATION DE LA FORÊT

	Evaluation des enjeux Echelle de 0 (*très mauvais*) à 10 (*très bon*) Important : ici on évalue chaque enjeu face aux chocs et surprises entrevus dans la notice ad hoc	Evaluation à travers les **indicateurs, concepts ou arguments** mobilisés Attention : ne remplir ces colonnes que si de nouveaux indicateurs ou arguments sont utilisés par rapport à ceux déjà choisis dans la notice ad hoc)		Evolution probable des indicateurs (↑, → ou ↓):	Jugement des indicateurs/concepts (voir notice):
		Indicateurs, concepts, arguments…	Importance attribuée (échelle de 0 à 10):		
Viabilité financière	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Protection des personnes, des biens et des activités	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Confiance mutuelle et participation	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Revenus générés par la forêt	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Culture forestière et identité locale	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Qualité de l'écosystème	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	

Scénario : DOMESTICATION

	Evaluation des enjeux Echelle de 0 (*très mauvais*) à 10 (*très bon*) Important : ici on évalue chaque enjeu face aux chocs et surprises entrevus dans la notice ad hoc	Evaluation à travers les **indicateurs, concepts ou arguments** mobilisés Attention : ne remplir ces colonnes que si de nouveaux indicateurs ou arguments sont utilisés par rapport à ceux déjà choisis dans la notice ad hoc)		Evolution probable des indicateurs (↑, → ou ↓):	Jugement des indicateurs/concepts (voir notice):
		Indicateurs, concepts, arguments…	Importance attribuée (échelle de 0 à 10):		
Viabilité financière	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Protection des personnes, des biens et des activités	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Confiance mutuelle et participation	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Revenus générés par la forêt	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Culture forestière et identité locale	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Qualité de l'écosystème	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	

Scénario : ADAPTATION

	Evaluation des enjeux Echelle de 0 (*très mauvais*) à 10 (*très bon*) Important : ici on évalue chaque enjeu face aux chocs et surprises entrevus dans la notice ad hoc	Evaluation à travers les **indicateurs, concepts ou arguments** mobilisés Attention : ne remplir ces colonnes que si de nouveaux indicateurs ou arguments sont utilisés par rapport à ceux déjà choisis dans la notice ad hoc)			
		Indicateurs, concepts, arguments…	Importance attribuée (échelle de 0 à 10):	Evolution probable des indicateurs (↑, → ou ↓):	Jugement des indicateurs/concepts (voir notice):
Viabilité financière	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Protection des personnes, des biens et des activités	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Confiance mutuelle et participation	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Revenus générés par la forêt	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Culture forestière et identité locale	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	
Qualité de l'écosystème	- Performance de cet enjeu lorsque les choses vont « dans le sens du scénario » (vision optimiste) : - Performance de cet enjeu lorsque « ça tourne mal » (vision pessimiste) :	1. 2. 3.		1. 2. 3.	

Annexe 3 *: Liste de personnes ayant participé au moins à l'une des phases de notre démarche*

Liste de personnes rencontrées

ALLIONE, Gilles (ADCCFF)
ALLIONE, Nadine (SPCV)
AMANDIER, Louis (Institut du Liège)
ARIZZI, Noël (Mairie Ramatuelle)
ASTESANA, Patrick (Maire de Pignans)
BACCINO, Mireille (Mairie Le-Luc-en-Provence)
BLANC, Francis (Cellule forestière de Sainte Maxime)
BLEYNAT, Rémi (Conseil Général)
BONDADY, Arlette (Mairie Carnoules)
BONNET, Serge (Conseil Général)
BOUDINOT, Laurent (Conservatoire du Freinet)
BOUNEZOUR, Meghlaoui (Exploitant forestier)
BRASSEUR, Patrick (Capitaine SDIS 83)
BRONNER, Nadine (Mairie des Arcs-sur-Argens)
BRUN, Jacques (SIVOM Pays des Maures)
CABANNES, Bernard (CRPF 83)
CAN, Daniel (ancien exploitant de liège)
CANO, Nicolas (ASL subéraie varoise)
CARRER, Françoise (DDTM 83)
CATARD, Antoine (CEEP)
CAVALLO, Bernard (Mairie Le-Luc-en-Provence)
CHABRAND, Frédéric (chargé de PIDAF CAD)
CIARIMBOLI, Gabriel (Mairie de La Mole)
CORNILLAC, Grégory (COFOR 83)
COTINAUT, Natacha (Mairie Le-Cannet-des-Maures)
COURCHET, Jean-Pierre (Mairie La Garde-Freinet)
COURCIER, Jean-Marc (Capitaine SDIS 83, CIS Ste.Maxime)
DAZIANO, André (Mairie de Vidauban)
De SALENEUVE, Loic (Chambre d'Agriculture)
DENEUBOURG, Serge (Capitaine SDIS 83, CIS Cogolin)
DEVICTOR, François (Mairie Bormes-les-Mimosas)
DEYHIM, Eskander (Association « Levez le soleil »)
DREUX, Roger (ONF)
FALCOZ, Jean (SPFV 83)
FAUSSILLON, Edme (Historien, propriétaire forestier)
FAVRE, Christian (Colonel SDIS 83, Draguignan)
FEUTREN, Jean (CCFF Collobrières)
GARNIER, Louis (chargé de PIDAF, Littoral des Maures)
GASC, David (AIFM)
GERMAIN, Jacques (ADCCFF)
GIORDANO, Gérard (Mairie d'Hyères)
GOLA, Yves (ancien Capitaine SDIS 83, Cavalaire)
GOURAUD, Julien (ASL subéraie varoise)
GRELU, Amaury (ONF-DFCI)
GROSSO, Mario (CCFF Gonfaron)
GUICHETEAU, Dominique (ONF, RBI des Maures)
HOLLEY, Yannick (Eleveur à Collobrières)
HUIN, Denis (Naturaliste)
JAUSSERAND, Ghislaine (Mairie Pierrefeu-du-Var)
JOLICLERCQ, François (E.G.A Environnement)
KRETZ, Stéphane (Capitaine SDIS 83, CIS du Muy)
LABADIE, Jean (Conseil Général)
LANZA, André (agriculteur, Mairie de Grimaud)
LAUGIER, Fernand (CCFF Carnoules)
LECLERC, Patrice (Chevrier et maraîcher à Sainte Maxime)
LECLERC, Stéphane (Eleveur d'ânes à Sainte Maxime)
LIVOREIL, Barbara (SOPTOM)
LLOBET, Anne-Laure (SPCV)
MAGNETTO, Didier (chargé de PIDAF CCCV)
MANON, Georges (CIQ de l'Avelan, La Garde Freinet)
MASSA, André (CCFF Cannet des Maures).
MILLANELLO, Alain (Fédération des Chasseurs du Var)
PECOT, Olivier (Capitaine SDIS 83, CIS Le-Luc-en-Provence)
PERCHAT, Sophie (COFOR 83)
PORTAL, Serge (Mairie La Londe les Maures)
PRUVOST, André (membre du collectif anti-PPRif)
PRUVOST, Marie-Jeanne (CIQ de Val d'Aubert)
RABOUAM, Corinne (Chevrière aux Mayons)
REINERO, Charles (CCFF Pierrefeu du Var)
REMOND, François (UDVN 83)
REVEST, Fernand (CCFF La Londe les Maures)
RIPPERT, Laurent (berger à Collobrières)
ROMAGNAN, Bernard (SIVU St.Tropez - Pays des Maures)
ROPELE, Jérôme (Mairie de Gassin)
ROUX, Frédéric-Georges (SPFV 83)
ROUX, René (collectif anti-PPRif, La Garde Freinet)
SAISON, Christiane (Mairie de Collobrières)
SALVARELLI, Laurent (PDAF Roquebrune-sur-Argens)
SENES, Sylvain (Mairie du Muy)
SILVESTRO, Hubert (Mairie de Carnoules)
THAVAUD, Pascal (CERPAM)
THIBAULT, Jacques (DDTM)
VALENTIN, Louis (SPFV 83)
VALLAURI, Daniel (WWF)
VERGARI, Guy (Mairie des Mayons)