



HAL
open science

Évaluation et scénarisation des services écosystémiques des forêts cévenoles dans le cadre de projets de filières bois locales

Théo Damasio

► **To cite this version:**

Théo Damasio. Évaluation et scénarisation des services écosystémiques des forêts cévenoles dans le cadre de projets de filières bois locales. Sciences du Vivant [q-bio]. 2019. dumas-02364645

HAL Id: dumas-02364645

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-02364645>

Submitted on 15 Nov 2019

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.

Année universitaire : 2015-2019

Spécialité/Mention :

Génie de l'Environnement (GE)

Spécialisation/Parcours :

Préservation et Aménagement de Milieux –
Écologie Quantitative (PAM-EQ)

Mémoire de fin d'études

- d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
- de Master de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
- d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)

Évaluation et scénarisation des services écosystémiques des forêts Cévenoles dans le cadre de projets de filières bois locales

Par : Théo DAMASIO



Soutenu à Rennes le 18/09/2019

Devant le jury composé de :

Président : Didier Le Cœur

Membre extérieur : Mickaël Monvoisin

Maître de stage : Benoît Courbaud et Partick Vallet

Enseignant référent : Jacques Haury

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST

Remerciements

Je souhaite remercier Bernard Kurek, Benoît Courbaud et Patrick Vallet pour avoir proposé ce stage mais surtout pour m'avoir accepté et donné l'opportunité de travailler sur ce sujet. Je remercie particulièrement Patrick, qui eut la malchance d'avoir le bureau le plus proche du mien, pour toute l'aide qu'il m'a apporté durant ce stage et Benoît pour m'avoir accompagné sur le terrain et donné ses conseils. Je souhaite remercier très particulièrement Laurent Saint-André avec qui nous avons passé de longues journées de terrain à carotter, dévisser, suer, marcher, mesurer et noter. Merci à toutes les personnes qui ont participé à la réalisation de ce stage en matière de logistique, de formation et d'administratif, notamment, Delphine Le-Pierres et Frédérique Doremus avec qui nous avons échangé de nombreux mails sans jamais pouvoir se rencontrer. Merci beaucoup à toutes les personnes qui m'ont aidé lors d'échanges ou d'entretiens durant ce stage. Je remercie également Jacques Haury mon enseignant référent pour avoir répondu à mes nombreuses sollicitations et Didier Le Cœur le président de mon jury et professeur pour tout ce qu'il m'a apporté durant cette année d'un point de vue scientifique, philosophique et humain.

Un grand merci et un big hug à toute ma famille, notamment le petit Saul pas pleureur et plutôt mignon qui illumina mon stage par sa naissance, mes proches et mes amis de courte et longue date avec qui nous finissons toujours par nous retrouver au 59 Imp. C. M. et F. Merci aux PAM pour notre conversation qui émettait depuis les quatre coins de la France pour me faire vibrer d'abord la poche puis les zygomatiques.

Je souhaite remercier de nombreux amis ! Trop long à énumérer ? peut-être, je ne sais pas... OUI ! Alors merci à tous les amis de l'IRSTEA Grenoble, on peut le dire, je ne prends pas de risques. Merci pour les grands et les petits moments passés ensemble, entre les cafés, les escales dans le bureau, les randonnées, les soirées mölkky au parc, à EVE, au Kfee des jeux ou à La Bobine, les nombreux repas partagés, les indénombrables parties de cartes, le week-end au lac, le pique-nique sous 5°C (on n'exagère jamais trop) avec un vent à solidifier le sang et surtout, les nombreuses minutes de rigolades. Un grand merci au bureau 142, les 5 bureaux, les 6 chaises, la table, la poubelle composte et surtout les précieux amis qui ont fait partie de ce stage et de ma vie pendant ces 6 derniers mois. Merci pour leur aide, leur soutien, leurs nombreux mets et leur bonne humeur. Enfin, le meilleur pour l'an fin sans fin je l'espère, un merci particulièrement particulier à Vanneck, my V, co-worker, voisin de bureau et ami indispensable dans les bons comme dans les mauvais moments.

Table des matières

Glossaire

Table des illustrations

Table des figures

Table des tableaux

Table des équations

Avant-propos

Introduction	1
Matériel & Méthode	4
Zones d'études	4
Les données utilisées pour la création des modèles	5
Les SE de disponibilité de bois et de régulation du climat.....	6
Le modèle de biodiversité	8
L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP)	9
Le service de fourniture de sangliers et le service récréatif lié à la chasse	10
Les scénarios de gestion	11
Résultats	14
Les SE de disponibilité de bois et de régulation du climat.....	14
La diversité arborée, indicateur de la biodiversité du peuplement.....	16
L'indice de biodiversité potentielle (IBP)	17
Les services de fourniture de sangliers et de récréation lié à la chasse	18
Les scénarios de gestion	19
Discussion.....	21
Conclusion.....	30
Bibliographie	
Annexes	

Glossaire

ANR : Agence Nationale de la Recherche

CICES : 'Common International Classification of Ecosystem Services' est la Classification Internationale Commune des Services Écosystémiques, développée par l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA).

Dendro-microhabitat : structures (cavités, écorces décrochées etc.) de petites tailles portées par les arbres, qui sont des milieux de vie pour de nombreuses espèces animales, végétales et fongiques.

Diamètre quadratique moyen : Racine de la moyenne des carrés des diamètres des arbres

Disservices : correspondent aux fonctions d'un écosystème qui sont, ou sont perçues comme négatives pour le bien-être humain

Espèce saproxylique : espèce qui réalise tout ou partie de son cycle de vie dans le bois en décomposition, ou des produits de cette décomposition

IBP : Indice de Biodiversité Potentielle

IFN : Inventaire Forestier National

Non-consomptives : Se dit de produits ou finalités dont on peut se servir sans que cela ne les détruise

SE : Service(s) écosystémique(s), une définition précise sera donnée dans le présent rapport

Surface terrière : la surface terrière g d'un arbre est la surface de sa section transversale à 1,30 m. La surface terrière G d'un peuplement est la somme des surfaces terrières de tous les arbres le constituant.

SylvoEcoRégion (SER) : la plus vaste zone géographique à l'intérieur de laquelle les facteurs déterminant la production forestière ou la répartition des grands types d'habitat forestier varient de façon homogène entre des valeurs précises, selon une combinaison différente de celles caractérisant les SER adjacentes

Table des illustrations

Table des figures

<i>Figure 1 : Estimation du carbone stocké sur un hectare de forêt d'après le modèle développé. Le diamètre quadratique moyen (Dg) est fixé par essence</i>	15
<i>Figure 2 : Estimation de la diversité arborée des forêts d'après le modèle développé. Le diamètre quadratique moyen (Dg) est fixé par essence</i>	16
<i>Figure 3 : Note d'IBP facteur par facteur pour chaque type de peuplement identifié</i>	18
<i>Figure 4 : Valeurs standardisées des indicateurs de SE selon les différents scénarios à Saint-Roman-de-Codières</i>	20
<i>Figure 5 : Valeurs standardisées des indicateurs de SE selon les différents scénarios dans la vallée du Galeizon</i>	20

Table des tableaux

<i>Tableau 1 : Description des variables du jeu de données final</i>	6
<i>Tableau 2 : Description des variables du jeu de données pour les services de récréation et de fourniture de sangliers</i>	10
<i>Tableau 3 : Paramètres statistiques du modèle de disponibilité de bois</i>	14
<i>Tableau 4 : Paramètres statistiques du modèle de régulation climatique</i>	15
<i>Tableau 5 : Paramètres statistiques du modèle de diversité arborée</i>	16
<i>Tableau 6 : Paramètres statistiques du modèle de service de fourniture de sangliers</i>	18
<i>Tableau 7 : Paramètres statistiques du modèle de récréation</i>	19

Table des équations

<i>Équation 1 : Equation de calcul du volume d'un arbre</i>	6
<i>Équation 2 : Modèle de variance de type puissance ajusté avec la méthode gnls du package nlme de R</i>	7
<i>Équation 3 : Modèle de disponibilité de bois</i>	7
<i>Équation 4 : Formule du calcul de carbone immobilisé dans les arbres</i>	7
<i>Équation 5 : Modèle de régulation climatique</i>	8
<i>Équation 6 : Formule du calcul de la diversité arborée H (indice de biodiversité)</i>	8
<i>Équation 7 : Modèle de diversité arborée</i>	8
<i>Équation 8 : Modèle du service de fourniture de sangliers</i>	11
<i>Équation 9 : Modèle de récréation</i>	11

Avant-propos

Du fait du dépérissement des châtaigniers sur leur territoire, deux initiatives locales ont vu le jour, à Saint-Roman-de-Codières et dans la vallée du Galeizon. Dans les deux cas, un projet de filière bois se crée pour relancer la sylviculture du châtaignier dans l'espoir de préserver cette essence. En effet, une des seules options qui reste pour espérer conserver les châtaigniers est de les gérer à nouveau, même si cela ne peut garantir leur maintien. Ainsi, dans la commune de Saint-Roman-de-Codières, un projet de plaquettes énergie en bois de châtaignier est en cours d'examen à la DREAL et un projet d'extraction de tanin est très fortement envisagé dans la vallée du Galeizon. Pour accompagner ces projets et évaluer leurs impacts économiques et environnementaux, divers projets de recherches ont vu le jour dont le projet STOCHASTIC qui n'a pas été retenu par l'ANR durant la période du stage. Ce dernier avait pour but, parmi d'autres, de créer un indicateur multicritère de la qualité de biomasse végétale basé sur des combinaisons de données environnementales et technologiques afin d'en étudier les compromis bioéconomiques. La présente étude se déroule dans le cadre du projet COMET préparateur au projet STOCHASTIC sur financements internes de l'UMR FARE de l'INRA dirigée par Bernard Kurek. COMET a pour objectif de décrire la situation actuelle des forêts en Cévennes, leurs états, leurs potentialités mais aussi de comprendre les différents jeux d'acteurs. Dans le cadre de COMET, ce mémoire de fin d'étude se propose d'exposer les services écosystémiques que fournissent les forêts sur les territoires étudiés. L'étude des services écosystémiques ne porte que sur les trois peuplements forestiers principaux des territoires, c'est-à-dire, les forêts de châtaigniers (*Castanea sativa*), de pins maritimes (*Pinus pinaster*) et de chênes verts (*Quercus ilex*).

Introduction

L'exode rural, le changement climatique ou encore les changements de pratiques agricoles ont beaucoup modifié nos paysages au cours des soixante-dix dernières années, surtout dans les territoires méditerranéens (Parry et al. 2007). Avec le temps, et par des processus naturels, de nouvelles espèces s'installent et les successions végétales s'enchaînent (Rameau 1999). Cependant, l'être humain n'est pas toujours préparé à ces changements et parfois les refuse (Luginbuhl 2001).

Les Châtaigneraies (*Castanea sativa*) cévenoles sont nationalement connues et ont, pour la plupart des gens, toujours fait partie du patrimoine, mais ce n'est pas le cas. Les châtaigniers ont été implantés en Cévennes par les Romains lors de leurs conquêtes dans toute l'Europe (Centre Régional de la Propriété Forestière du Languedoc-Roussillon 2010). Cette essence était facilement cultivable et assurait une production alimentaire sûre, c'est pourquoi elle fût sélectionnée dans des climats assez variables comme les Cévennes (Hoksbergen et al. 2008). Malgré ce que l'on pourrait croire, les châtaigniers ne sont pas dans leurs niches écologiques en Cévennes (au moins en partie), leur maintien durant des années n'a été rendu possible que par la main de l'homme (com. pers. : Jean-Michel Boissier). Sans les nombreux canaux d'irrigations, les terrasses entretenues, les murets au pied des châtaigniers pour retenir le sol et les coupes régulières, le châtaignier se retrouve hors de ses conditions optimales d'eau, de température ou d'enseillement (com. pers. : Jean-Michel Boissier).

Du fait que les châtaigniers ne sont pas dans leurs niches écologiques optimales, leur dépérissement s'accélère et inévitablement, des essences plus adaptées au climat cévenol les remplacent (le Pin maritime ou encore le Chêne vert). En plus des problèmes stationnels auxquels se retrouve confronté le châtaignier, ce dernier doit lutter contre deux maladies, le chancre et l'encre respectivement introduites en 1860 et 1950 (com. pers. : Cécile Robin). Ces champignons peuvent mener à la mort d'un individu mais aussi de peuplements entiers (com. pers. : Cécile Robin). En France, en concomitance avec l'introduction du chancre, un virus réduisant la virulence de ce dernier a permis aux châtaigniers de mieux survivre, cependant, au moindre stress, la mort des individus est tout de même significativement augmentée (com. pers. : Cécile Robin).

Pour préserver l'essence Châtaignier très chère aux Cévenols, deux projets de filières bois (cf. avant-propos) locales ont vu le jour. Cependant, l'impact de ces filières reste inconnu

puisque'il n'y a pas eu d'études de faites. C'est pourquoi il est intéressant de se demander comment de telles filières affecteraient les SE si elles venaient à se concrétiser.

Il existe de nombreuses controverses autour de la notion de SE (Boyd and Banzhaf 2007; Fisher et al. 2009; Haines-Young and Potschin 2016; Jax and Heink 2015), mais la majorité s'accorde à dire qu'ils peuvent se définir comme : « les contributions que les écosystèmes apportent pour le bien-être humain et sont distincts des biens et des avantages que les gens en tirent par la suite. Chaque service écosystémique doit identifier à la fois les buts et/ou les utilisations que les gens ont des différents types de services et les attributs ou composantes écosystémiques particuliers qui les soutiennent » (Haines-Young and Potschin 2018). Afin de faciliter la compréhension et d'homogénéiser les données récoltées en lien avec les SE, le CICES a proposé un arbre de hiérarchisation des services qui permet une lecture simple et rapide. La dernière version date de 2018 (Haines-Young and Potschin 2018). La hiérarchisation qu'ils proposent divise les SE en trois sections :

- ⌘ Les services d'approvisionnement / de fourniture, qui correspondent aux ressources nutritionnelles, non-nutritionnelles, matérielles et de production d'énergie des systèmes vivants et abiotiques
- ⌘ Les services de régulation et d'entretien, qui regroupent toutes les manières dont les systèmes biotiques ou abiotiques peuvent agir en tant que modérateur ou médiateur de l'environnement ambiant qui affecte la santé, la sécurité ou le confort des humains.
- ⌘ Les services culturels, qui représentent toutes les finalités morales, non-rivales et non-consomptives des écosystèmes qui affectent les états physiques et mentaux des personnes.

Parmi tout le panel de SE, les services étudiés dans cette étude sont restreints à des services modélisables par des données dendrométriques. L'indicateur de service le plus naturellement lié à ce type de données, que nous avons mesuré, est le volume de bois à l'hectare qui est l'indicateur du service de disponibilité de bois. Ce service est proche du service de fourniture en bois dont l'indicateur est aussi le volume, mais de bois prélevé (Popovich 1974 ; Posthumus et al. 2010 ; Crossman et al. 2013 ; Maes et al. 2016). De ce volume peut être calculé de manière standardisée un indice du service de régulation climatique, le stock de carbone dans les arbres (Maes et al. 2016; Posthumus et al. 2010; Schwenk et al. 2012). C'est l'indice utilisé pour le service de régulation climatique dans cette étude. Parmi les nombreux services culturels, peu étudiés dans les études, car non monétarisés

et plus difficiles à approcher (Hernández-Morcillo et al. 2013), celui de récréation en lien avec la chasse sera présenté car c'est une pratique très importante dans les Cévennes (Pelosse and Vourc'h 1982; Vourc'h and Pelosse 1983). Pour étudier ce service, un indicateur basé sur les relevés de chasses est utilisé, comme le préconise Dorioz dans son rapport national (Dorioz et al. 2018). Enfin, la biodiversité qui n'est pas un SE selon la classification du CICES et d'autres sources (Haines-Young and Potschin 2016, 2018; Maes et al. 2016) mais un support de tous ces derniers sera tout de même présentée dans ce mémoire car pour certains usagers elle peut être une demande et ainsi rentrer dans la définition des SE (Balvanera et al. 2006). Pour étudier et modéliser la biodiversité, il existe de nombreux indicateurs, celui sélectionné est basé sur la diversité des tailles d'arbres (Cordonnier et al. 2014). Cet indicateur s'explique par le fait que la diversité des hauteurs et tailles d'arbres augmente la diversité d'habitats pour les espèces forestières (Rouvinen and Kuuluvainen 2005). Afin de compléter cet indicateur et de le comparer à la réalité du terrain, des mesures d'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) (Larrieu and Gonin 2008) ont été faites sur les deux territoires d'étude. Cet indicateur est très complet et permet une prise en compte de la totalité des taxons (Emberger et al. 2016), même s'il reste un indicateur de présence potentielle de biodiversité et qu'il n'en assure pas l'existence. Il y a de très nombreux autres SE fournis par les forêts qui n'ont pas pu être étudiés mais qui sont quand même présents et très importants sur le territoire, la patrimonialité du châtaignier pour les cévenoles en fait partie. Sont aussi présents sur le territoire, les services de production de biomasse fongique, de régulation des crues, des incendies et de la qualité de l'eau ou encore de régulation et maintien des sols...

Lorsqu'une étude porte sur un territoire et l'évaluation des services sur ce dernier, il ne faut pas seulement s'intéresser aux services que fournissent les écosystèmes, il faut aussi prendre en compte les disservices qu'ils fournissent pour être vraiment représentatif de l'état actuel de la situation (Lyytimäki and Sipilä 2009). C'est pourquoi dans ce mémoire, le disservice dû aux sangliers et les dommages qu'ils causent (Vourc'h and Pelosse 1983) est aussi abordé. C'est le service de fourniture de sangliers qui représentera ce disservice. Puisqu'il est aussi un service pour certains acteurs (les propriétaires forestiers qui louent leurs terres pour la chasse ou les chasseurs eux-mêmes...) c'est dans un souci de neutralité que le disservice sera étudié comme un service dans ce mémoire.

L'objectif de ce mémoire est d'identifier les différents SE fournis par les forêts présentes sur les deux territoires d'étude et de les modéliser. Afin que ce travail puisse être

utilisé pour de futures recherches, les modèles doivent intégrer des données dendrométriques de sortie du modèle Salem (Vallet and Perot 2018). Enfin, des scénarii sylvicoles cohérents avec les projets de filière des deux territoires d'étude seront présentés afin de comparer les possibles évolutions et synergies entre services.

La question de recherche à laquelle répond ce mémoire est de savoir comment modéliser grâce à des données dendrométriques les indicateurs de SE des forêts cévenoles de Saint-Roman-de-Cordières et de la vallée du Galeizon, en tenant compte des essences principales. Et quels sont les risques de perte de services écosystémiques liés au dépérissement et/ou aux projets de développement économique ?

On propose comme hypothèse que le dépérissement est tel qu'il est la cause principale de perte de services écosystémiques et que les projets sylvicoles impacteront peu les services du fait de leur petite taille.

Matériel & Méthode

Zones d'études

L'étude des SE porte sur un territoire qui se découpe en deux zones. La vallée du Galeizon qui regroupe 5 communes du Gard et de Lozère (Cendras, Lamelouze, Saint-Martin-de-Boubaux, Saint-Paul-la-Coste et Soustelle) et Saint-Roman-de-Codières, une commune du département du Gard plus au sud que le premier site. La vallée du Galeizon mesure 83,8 km² et se situe entre 145 mètres et 924 mètres d'altitude tandis que la commune de Saint-Roman-de-Codières est entre 280 mètres et 981 mètres et fait 18,5 km². Le substrat géologique est principalement composé de schistes et micaschistes sur les deux territoires, mais l'on retrouve aussi des zones calcaires très souvent marquées par la présence du Chêne vert et l'absence du Châtaignier qui est calcifuge (signifie qu'il ne supporte pas les sols ou eaux calcaires).

Les forêts recouvrent 95 % des territoires, les peuplements de châtaigniers purs (*Castanea sativa*) occupent 1557 ha (16,1% des forêts), ceux de pins maritimes (*Pinus pinaster*) purs 2087 ha (21,6% des forêts) et ceux de chênes verts (*Quercus ilex*) 1190 ha (12,3% des forêts). Ces données surfaciques sont issues de la couche SIG BD Forêt® version 2.0 de l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN-F) datant de 2018. Les autres types de peuplements (mixtes de conifères ou feuillus ou des peuplements purs

d'autres essences) n'ont pas été pris en compte car trop minoritaires et non pertinents dans le cadre de cette étude car non modélisable (dans le cas des forêts mixtes).

Les données utilisées pour la création des modèles

Pour tous les modèles, excepté ceux relatifs à la chasse (service de récréation et de fourniture de sangliers), les données utilisées sont celles de l'Inventaire Forestier National (IFN). Lors de ces inventaires, de très nombreuses données sont collectées afin de connaître l'état, l'évolution dans le temps et les potentialités de la forêt française. Pour la récolte de leurs données, l'IFN utilise quatre placettes circulaires et concentriques de 6, 9, 15 et 25 m de rayon. Au sein du cercle de 25 m de rayon, le peuplement est décrit : structure, taux de couvert, la pente, la topographie ou encore l'exposition... Des mesures sont ensuite effectuées sur chaque arbre dans un cercle de 6 m de rayon pour les petits bois (diamètre compris entre 7,5 et 27,5 cm exclu), de 9 m pour les bois moyens (diamètre compris entre 27,5 et 47,5 cm exclu) et de 15 m pour les gros bois (>47.5 cm de diamètre). La circonférence à 1,30 mètre du sol et la hauteur sont mesurées pour chaque arbre, hors arbres simplifiés (pour lesquels seul la circonférence est mesurée) (Dalmaso et al. 2014).

Pour la réalisation des modèles et afin qu'ils soient adaptés au contexte local, seules les données de la SylvoEcoRégion (SER) des Cévennes sont utilisées. L'étude porte son intérêt sur les peuplements prédominants sur la vallée du Galeizon et Saint-Roman-de-Codières. Un sous-échantillon du jeu de données, comprenant seulement les peuplements dont les essences principales sont le Pin maritime, le Châtaignier et le Chêne vert est utilisé. Après cet échantillonnage, le jeu de données final contient 410 placettes. La description des variables utilisées dans tous les modèles est donnée dans le tableau 1.

L'organisation du jeu de données et la réalisation des modèles se sont faites avec le logiciel R version 3.5.3 (R Core Team 2019). L'analyse et le traitement des données ont nécessité les packages suivants : dplyr (Wickham et al. 2019), tidyr (Wickham and Henry 2019), data.table (Dowle and Srinivasan 2019), carData (Fox et al. 2018), car (Fox and Weisberg 2011), nlme (J. Pinheiro et al. 2018), MASS (Venables and Ripley 2002) and gplots (Warnes et al. 2019).

Tableau 1 : Description des variables du jeu de données final

Variable	Description	Unité	Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane
<i>G</i>	Surface terrière	m ² /ha	0,5917	93,2122	26,1646	25,0719
<i>Dg</i>	Diamètre quadratique moyen	cm	8,118	77,566	20,437	18,715
<i>essPrin (a, a₀₆, a₅₁)</i>	Essence principale 10 = Châtaignier 51 = Pin maritime 06 = Chêne vert	Qualitatif Sans unité	NA	NA	NA	NA
<i>Vol_tot</i>	Volume total de bois aérien à l'hectare	m ³ .ha ⁻¹	2,958	921,569	213,183	191,179
<i>Carbone_tot</i>	Quantité de carbone aérien stockée dans les arbres à l'hectare	Mg.ha ⁻¹	0,8118	364,4272	80,3691	74,8950
<i>diversite_arbre</i>	Potentielles niches dues à la diversité des arbres	Sans unité	0	2,904	1,527	1,632

Les SE de disponibilité de bois et de régulation du climat

L'indicateur utilisé pour estimer le SE de disponibilité de bois est le volume de bois (Maes et al. 2014, 2016). Pour estimer ce volume sur les placettes de l'IFN, la formule suivante est utilisée pour calculer les volumes individuels (Deleuze et al. 2014):

$$Vol_Tot = \frac{h_{tot} \cdot C_{130}^2}{4\pi \left(1 - \frac{1.3}{h_{tot}}\right)^2} \left(a + b \cdot \frac{\sqrt{C_{130}}}{h_{tot}} + c \cdot \frac{h_{tot}}{C_{130}}\right)$$

Équation 1 : Equation de calcul du volume d'un arbre

Dans cette formule, a, b et c représentent des coefficients de forme spécifiques à chaque essence d'arbre. Ces coefficients sont donnés si l'essence a été étudiée dans le projet EMERGE, sinon, il existe des coefficients génériques pour feuillus et résineux. h_{tot} (en m) et c_{130} (en cm) représentent respectivement la hauteur de l'arbre et la circonférence à 1 m 30 du sol. Ainsi, pour avoir le volume de bois à l'hectare, le volume de chaque arbre dans les placettes IFN est calculé puis multiplié par sa représentativité à l'hectare. Le volume à l'hectare a ensuite été modélisé en fonction des variables stationnelles et caractéristiques dendrométriques à l'échelle du peuplement.

Il est possible d'ajouter un modèle de variance pour corriger l'hétéroscédasticité des résidus présents dans nos modèles. La variance des résidus est ajustée selon l'équation 4.

$$\text{Var} = \sigma^2 \times |u|^{2\delta}$$

Équation 2 : Modèle de variance de type puissance ajusté avec la méthode gnls du package nlme de R

Dans cette formule, σ est l'erreur standard des résidus, u la covariance et δ la puissance à ajuster. Les modèles de volume et de stock de carbone sont ajustés avec la fonction *gnls* du package *Nlme* (J. C. Pinheiro and Bates 2000) grâce à la méthode décrite précédemment. Cette fonction permet, en plus de corriger les variances non homogènes, de faire des modèles non linéaires, ce qui est préférable pour ces modèles, car sinon, pour des surfaces terrières de 0 les indices seraient différents de 0. Avec cette méthodologie, la sélection du modèle se fait par minimisation du critère d'Akaike (AIC).

Pour améliorer la précision du modèle, d'autres variables environnementales (la pente de la placette, l'exposition ou l'altitude) sont testées mais aucune n'est retenue après sélection par le critère d'Akaike. Le seuil pour cette sélection est de 4 points : si l'ajout d'une variable réduit le critère d'Akaike de 4 points alors la variable est conservée sinon, elle est rejetée.

Ainsi, le modèle final est de la forme suivante (où g , d , a , a_{51} et a_{06} sont les paramètres du modèle à ajuster), avec G la surface terrière et Dg le diamètre quadratique moyen :

$$\text{Vol_tot} \sim G^g \times Dg^d \times (a + a_{51} \text{ |dans le cas d'un peuplement de pins maritimes|} + a_{06} \text{ |dans le cas d'un peuplement de chênes verts|})$$

Équation 3 : Modèle de disponibilité de bois

Le SE de régulation du climat dont l'indicateur est le stock de carbone, est calculé grâce au volume. Il est possible de calculer le carbone immobilisé dans un arbre d'après la formule suivante (Paust et al. 2006) :

$$C = [V \times D] \times CF$$

Équation 4 : Formule du calcul de carbone immobilisé dans les arbres

Dans cette formule, C représente le carbone immobilisé dans l'arbre (en Mg), V le volume de l'arbre (en m^3), D l'infra-densité du bois (unique à chaque espèce, il existe cependant une valeur standardisée pour feuillus et conifères si l'essence n'a jamais été étudiée) (en $Mg_de_matière_sèche.m^{-3}$), et CF est la fraction de carbone immobilisée dans la

matière sèche (en $\text{Mg_de_carbone.Mg_de_matière_sèche}^{-1}$). Pour le châtaignier, l'infra-densité utilisée est celle utilisée par Marta Prada dans son étude sur la séquestration du carbone dans les taillis de châtaigniers en Espagne (2016) qui est de $0,584 \text{ Mg.m}^{-3}$. Pour toutes les autres essences, l'infra-densité du bois est celle fournie par la base de données mondiale dédiée à ce sujet (Zanne et al. 2009). Le tout est ensuite ramené à l'hectare grâce à la représentativité de chaque arbre à l'hectare. De la même manière que pour le volume, et par *gnls*, l'équation du modèle est présentée dans l'équation 7 (où *g*, *a*₁₀, *a*₅₁, *a*₀₆, *d* et *c* sont les paramètres du modèle à ajuster).

$$\text{Carbone_tot} \sim G^g \times Dg^d \times (a + a_{51} \text{ |dans le cas d'un peuplement de pins maritimes|} + a_{06} \text{ |dans le cas d'un peuplement de chênes verts|})$$

Équation 5 : Modèle de régulation climatique

Le modèle de biodiversité

Etant un indicateur de la biodiversité (Staudhammer and LeMay 2001), la diversité des arbres est sélectionnée afin d'être expliquée assez facilement par des variables dendrométriques. L'indice se calcule en sommant deux indices de Shannon calculés sur les diamètres et sur les hauteurs des arbres (Cordonnier et al. 2014) :

$$H = \frac{-\sum_{i=1}^{N(d)} \frac{g_i}{G} \ln\left(\frac{g_i}{G}\right) - \sum_{j=1}^{N(h)} \frac{g_j}{G} \ln\left(\frac{g_j}{G}\right)}{2}$$

Équation 6 : Formule du calcul de la diversité arborée H (indice de biodiversité)

Avec *N*(*d*) et *N*(*h*) le nombre de classes de diamètre et de hauteur présentes dans les placettes. Avec *g*_{*i*} et *g*_{*j*} représentant respectivement les surfaces terrières des classes de diamètre *i* et des classes de hauteur *j*. Puis *G* la surface terrière totale de la placette.

Le modèle final est une régression linéaire dont la formule est de la forme suivante :

$$\text{diversite_arbre} \sim G + Dg + \text{essPrin}$$

Équation 7 : Modèle de diversité arborée

L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP)

Afin de compléter et confirmer le modèle de diversité arborée qui est indicateur de la biodiversité, un autre indicateur est calculé (Larrieu and Gonin 2008), l'indice de biodiversité potentiel (IBP). Pour mesurer cet indice, un relevé au niveau placette est choisi car il était impossible de parcourir l'ensemble des peuplements des zones d'étude. Dans le but d'avoir un panorama de l'ensemble des types de peuplement, l'échantillonnage des placettes s'est fait aléatoirement dans des zones prédéfinies. La délimitation de ces zones s'est faite à l'aide du logiciel QGIS. Pour cela, la zone a été réduite pour au final ne garder que des endroits où les pentes sont inférieures à 50 % et où la distance à la route est comprise entre 30 et 100 mètres (afin que les placettes d'études ne se retrouvent pas à cheval sur la route et pour ne pas perdre trop de temps à aller jusqu'à la placette). Enfin, les peuplements ont été tamponnés à - 30 mètres afin que les placettes ne chevauchent pas deux types de peuplements. Ensuite, 20 points par type de peuplement (châtaigniers purs, pins maritimes purs et chênes verts purs) ont été sélectionnés aléatoirement. Sur le terrain, lorsqu'une placette n'était pas accessible, un nouveau point était tiré aléatoirement de la même manière que décrit précédemment. Dû à la difficulté d'accès des peuplements de chênes verts (très forte pente et très embroussaillés), seulement 13 placettes ont pu être réalisées.

Pour mesurer l'IBP sur le terrain, 10 facteurs sont recensés. Ils se décomposent en deux catégories, la première, de 7 facteurs, est liée aux peuplements et à la gestion forestière (présence d'essences forestières autochtones, du nombre de strates présentes, de gros arbres vivants, morts sur pied, morts au sol, de dendro-microhabitats et de milieux ouverts) et la seconde compte 3 facteurs, elle est liée au contexte (continuité de l'état boisé, présence de milieux aquatiques et de milieux rocheux). Pour chacun des facteurs, il faut compter sur la placette le nombre d'occurrences selon des standards prédéfinis (ex : pour les très gros bois, il faut que leur circonférence à 1,30 mètre du sol soit supérieure à 180 cm). Ces standards sont fournis en Annexe 1 et la feuille de relever utilisée lors du terrain est en Annexe 2.

Selon le nombre d'occurrences par facteur, une note est attribuée pour chaque facteur. La note finale de l'IBP est obtenue en sommant la note de chaque facteur et indique la biodiversité potentielle du peuplement, la méthodologie exacte est fournie en Annexe 3. Dans le cas de comparaisons entre types de peuplement comme dans ce rapport, il est préférable de ne pas prendre en compte la note d'IBP liée au contexte qui ne peut pas être modifiable par

des pratiques sylvicoles ou dans un temps court, c'est pourquoi elle ne sera pas analysée dans ce rapport.

Le service de fourniture de sangliers et le service récréatif lié à la chasse

Pour modéliser le service de fourniture de sangliers, un indicateur accessible qui peut évoluer avec des variables modélisables est défini. L'indicateur le plus accessible est l'estimation de la taille de leur population grâce aux relevés de chasse (Maes et al. 2016). Les données fournies par la fédération de chasse du Gard comprennent le nombre de sangliers abattus par commune et par battue par saison de chasse et le nombre de battues réalisées par commune sur la saison 2017-2018. Par traitement SIG sur Q GIS V 3.4.6, les proportions des peuplements de pins maritimes, de châtaigniers et de chênes verts sont calculées par commune (Surface de peuplement X / Surface de forêt sur la commune). Travailler avec des proportions de peuplement permet de réduire le biais dû à la taille des communes, en effet, plus une commune est grande et plus les surfaces de forêts sont grandes. La description des variables utilisées pour la réalisation de ce modèle et celui du service de récréation est donnée dans le tableau 2.

La variable Nb_battues est très corrélée à la surface de la forêt, en effet plus la forêt est grande, plus il est nécessaire de faire de battues pour couvrir son intégralité. Ainsi pour ne prendre en compte que l'effort de chasse dans les modèles, la variable Nb_battues/Aire_foret est testée lors de leur réalisation.

Tableau 2 : Description des variables du jeu de données pour les services de récréation et de fourniture de sangliers

<i>Variables</i>	<i>Description</i>	<i>Unité</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Médiane</i>
<i>Sanglier</i>	Nombre de sangliers tués par commune sur une saison de chasse	n	16	764	199,8	170
<i>Sangliers/battues</i>	Nombre de sangliers tués par battue	n	0,3514	6,0109	1,7911	1,6118
<i>Prop_cha</i>	Proportion de châtaigniers	Sans unité	0,821e-04	0,4813	0,1177	0,0788
<i>Prop_che</i>	Proportion de chênes sur la commune	Sans unité	0	0,6971	0,2247	0,1965
<i>Aire_foret</i>	Surface de forêt sur la commune	ha	202	7450	1492.4	1305,6
<i>Nb_battues/Aire_foret</i>	Effort de chasse décorrélé de la surface de forêt	n.ha ⁻¹	0,0134	0,3664	0,0994	0,0871

La variable Sanglier, variable à expliquer, est issue d'un comptage (c'est le nombre de sangliers tués lors d'une saison de chasse sur une commune) et sa distribution suit une loi de Poisson. Le modèle choisi pour la modéliser est un modèle linéaire généralisé avec pour famille d'erreur, poisson, et pour fonction de lien, log. Le modèle retenu pour l'étude est de la forme suivante, avec Prop_cha, la proportion de châtaigniers sur la commune, Prop_che celle de chênes verts, Nb_battues le nombre de battues et Aire_foret, la surface de forêt sur la commune :

$$\text{Sanglier} \sim \text{Prop_cha} + \text{Prop_che} + \text{Aire_foret}$$

Équation 8 : Modèle du service de fourniture de sangliers

Pour le modèle du service de récréation, la variable à expliquer n'est plus le nombre total de sangliers tués par commune mais le nombre total de sangliers tués par battue, correspondant aux relevés de chasses comme le préconise Dorioz (Dorioz et al. 2018). Pour cela la variable Sanglier/battues est calculée et utilisée comme variable à expliquer dans les modèles. Le meilleur modèle pour le service récréatif est présenté dans l'équation 2, il ne présente plus la proportion des peuplements de chênes verts car au cours des étapes de sélection du modèle la variable fut rejetée. En revanche, il y a toujours Prop_cha qui représente la proportion de forêt de châtaignier sur la commune et Nb_battues/Aire_foret qui représente l'effort de chasse décorée de la surface.

$$\text{Sangliers/ battues} \sim \text{Prop_cha} + \text{Nb_battues/Aire_foret}$$

Équation 9 : Modèle de récréation

Les scénarios de gestion

Des scénarios de gestion sont créés afin d'évaluer les pertes ou gains de SE au lien avec les projets de filières bois. Pour ces scénarios, les SE sont étudiés à l'échelle de chaque site d'étude (Saint-Roman-de-Codières et la vallée du Galeizon) selon 3 scénarios distincts (6 scénarios étudiés au total). Pour prendre en compte le type de sylviculture et les forêts présentes, les services sont calculés par type de peuplement selon la distribution de leur surface terrière. On assimile la surface terrière à la gestion sylvicole car c'est un indicateur utilisé par les forestiers pour savoir quand et comment couper les arbres selon leurs objectifs de production (Centre Régional de la Propriété Forestière du Languedoc-Roussillon 2010). Pour la formalisation des scénarios, l'indicateur de service est calculé pour chaque classe de la distribution en prenant la moyenne de la classe (ex : pour la classe de surface terrière de 10 à 20m²/ha, l'indicateur est calculé avec une surface terrière de 15m²/ha) puis en le pondérant

par la fréquence de la classe. Après cette étape, chaque peuplement possède une note pour chacun des services. Pour calculer l'indicateur à l'échelle du territoire on pondère les résultats de chaque type de peuplement par leur proportion. Les indicateurs de SE sont estimés par les équations des modèles développés dans cette étude. Seules les variables 'surface terrière' et 'essences principales' changent dans le calcul des indices pour les scénarios. Toutes les autres variables nécessaires aux calculs sont fixées et prennent pour valeur la moyenne de la variable sur la SylvoEcoRégion des Cévennes pour l'essence concernée. Par exemple, la variable 'diamètre quadratique' ne varie pas et vaut toujours, 13,46 cm pour les peuplements de chênes verts, 22,51 cm pour ceux de châtaigniers et 23,208 cm pour ceux de pins maritimes.

Dans cette étude, trois scénarios par zone d'étude sont envisagés avec pour point de départ l'état actuel des forêts déterminé grâce aux données IFN sur le territoire des Cévennes. Dans les scénarii, la gestion sylvicole mais aussi le dépérissement naturel des châtaigniers sont pris en compte. Pour rester le plus proche de la réalité, les volumes de bois exploités sont issus des entretiens avec les responsables locaux. Voici les six scénarii finaux adaptés aux projets et aux territoires, de la vallée du Galeizon (SGA1-2/DGA) et de Saint-Roman-de-Codières (SRO1-2/DRO) :

- SGA1 : exploitation des forêts de châtaigniers pour 1 unité d'extraction de Tanins
- SGA2 : exploitation des forêts de châtaigniers pour 4 unités d'extraction de Tanins
- SRO1 : exploitation des forêts de châtaigniers pour le projet plaquettes
- SRO2 : exploitation des forêts de châtaigniers pour un projet plaquettes 4x supérieur à SRO1
- DGA / DRO : La sylviculture des châtaigniers n'est pas relancée et le dépérissement continue sur chacun des deux territoires

Les scénarios sont des projections de l'état des forêts un an après le début de l'exploitation. Il a été choisi de travailler à 1 an car la dynamique forestière des châtaigniers n'est pas connue. Cependant, cette évaluation à 1 an permet de décrire une trajectoire probable des services. Pour les scénarios SGA1 et SGA2, une unité d'exploitation de Tanin nécessite 3000 Mg de châtaignier par an, cette valeur est une valeur donnée par les représentants rencontrés sur le terrain. Dans les territoires de l'étude, sur un hectare de châtaigneraies, le volume moyen est de 243 m³ et la masse volumique du châtaignier est de 0,538 Mg.m⁻³ (Lanvin and Reuling 2016). Ainsi il faut exploiter la totalité de 23 ha de forêt dans le cas de SGA1 et 92 ha dans le cas de SGA2. Dans le cas du projet initial de plaquettes

énergies de Saint-Roman-de-Cordières (SRO1 et SRO2), l'exploitation des châtaigniers représente 960 Mg à l'année soit l'équivalent de 7,3 ha dans le cas de SRO1 et 29 ha dans celui de SRO2. Enfin, le service de fourniture de bois est ajouté aux scénarios, en effet, la sylviculture a pour but de dynamiser les territoires et créer de la richesse. C'est pourquoi il est important de modéliser ce service. Ne sachant pas l'exploitation forestière actuelle sur ces territoires, on a pris pour valeur à l'état actuel (scénarios : actuel GA / actuel RO) 0 m³ et pour les autres scénarios, les tonnages nécessaires aux projets de filière.

Dans les scénarios, les surfaces exploitées sont ramenées en proportion de forêt. Dans le but de simuler l'effet des coupes forestières la répartition des surfaces terrières des peuplements de châtaigniers est modifiée. Toutes les classes dont la surface terrière est supérieure à 20 m².ha⁻¹ diminuent dans des proportions égales (on estime que le bûcheron n'a pas de préférence sur les surfaces terrières qu'il exploite). Les surfaces réduites dans une classe de surface terrière (qui simule une coupe) sont réattribuées dans la classe inférieure (jusqu'à celle de 20 m².ha⁻¹) car il est considéré que réduire un peuplement de plus de 30 % de sa surface terrière le déstabiliserait (Gauquelin and Courbaud 2006). De plus, les peuplements dont la surface est entre 10 et 20 m².ha⁻¹ ne sont pas coupés car il est déconseillé de couper un peuplement de châtaigniers en dessous de 17-20 m².ha⁻¹. (Centre Régional de la Propriété Forestière du Languedoc-Roussillon 2010).

Par exemple, si toutes les classes de surface terrière de châtaigniers (de 0-10 à 40-50 m².ha⁻¹) représentent 20 % de la forêt. Dans un scénario où l'exploitation réduiraient toutes les classes de surface terrière au-dessus de 10-20 m².ha⁻¹ de 1%, alors la classe 40-50 m².ha⁻¹ passerait de 20 à 19 % et la classe de 30-40 m².ha⁻¹ récupérerait le pourcent de classe 40-50 m².ha⁻¹ et en céderait un à la classe 20-30 m².ha⁻¹ dû à son exploitation. La distribution finale des classes de surface terrière (en m².ha⁻¹) serait la suivante : 0-10 / 20% ; 10-20 / 21% ; 20-30 / 20% ; 30-40 / 20 % et 40-50 / 19%.

Pour simuler l'effet du dépérissement, les surfaces de forêts châtaigniers sont réduites au profit de celles de pins maritimes et de chênes verts qui leur succèdent naturellement d'après les représentants et autres experts rencontrés. Dans les scénarios, dans le cas de la vallée du Galeizon, une surface de châtaignier qui dépérit est « réallouée » à 30 % en forêt de chênes verts et à 70 % en forêt de pins maritimes (proportion naturelle de chênes verts et pins maritimes dans l'état actuel) et dans le cas de Saint-Roman-de-Cordières, elle est « réallouée » seulement en chênes verts car il n'y a pas de pins maritimes sur ce territoire. La

distribution des surfaces terrières de ces peuplements reste inchangée comme il est difficile d'évaluer leurs possibles variations et qu'il est raisonnable d'imaginer que leur distribution reste stable au cours du temps même si leur surface augmente. On fait l'hypothèse que la sylviculture du châtaignier réduit le dépérissement comme c'est le cas dans d'autres contextes (Becker and Levy 1988), ainsi, respectivement, dans les scénarios SGA1/SRO1 et SGA2/SRO2 (sylviculture plus intensive), 0,4325 % et 0,25 % des châtaigneraies disparaissent. Dans le scénario DGA/DRO, 1 % des châtaigneraies disparaissent au profit des pinèdes et chênaies puisque aucune sylviculture ne participe au ralentissement du dépérissement. La valeur de dépérissement sans aucune intervention provient de dire d'expert sur une période de 50 ans qui a été ramenée à 1 an. Les autres valeurs de dépérissement sont fixées arbitrairement faute de données réelles et ne peuvent être prises pour vraies, c'est pourquoi les résultats obtenus sont à nuancer.

Résultats

Les SE de disponibilité de bois et de régulation du climat

Le *gnls* pour le service de disponibilité de bois a permis d'estimer les valeurs des paramètres du modèle (équation 5). Par sélection de l'AIC, les résultats sont les suivants :

Tableau 3 : Paramètres statistiques du modèle de disponibilité de bois

	<i>Estimate</i>	<i>Std Error</i>	<i>Pr(> t)</i>	
<i>a</i>	2,2828687	0,11213373	0	***
<i>a₅₁</i>	0,1219373	0,03143801	0,0001	***
<i>a₀₆</i>	-0,1109281	0,04007971	0,0059	***
<i>g</i>	1,0360165	0,00740769	0	***
<i>d</i>	0,3704489	0,01706103	0	***

Dans cette formule, le premier paramètre, *a*, représente la valeur de l'intercept, n'ayant que 3 essences dans le jeu de données, et ayant extrait le Pin et le Chêne (paramètres *a₅₁* et *a₀₆*), la valeur de l'intercept correspond au cas d'un peuplement de Châtaignier. Les paramètres *a₅₁* et *a₀₆* représentent la différence entre un peuplement de châtaigniers et respectivement ceux de pins maritimes et de chênes verts. Dans ce modèle, toutes les variables explicatives sont très significatives et positives, sauf le paramètre Chêne vert, *a₀₆* qui est négatif. Cela signifie que les forêts de chênes verts ont un volume aérien moins important que celles de châtaigniers mais pas que leur volume est négatif. La valeur positive du paramètre *a₅₁*, permet de dire que les forêts de pins maritimes ont des volumes de bois aériens

plus importants que celles de châtaigniers. De la même manière que précédemment, les paramètres estimés pour le modèle de stock de carbone aérien (équation 7) sont les suivants :

Tableau 4 : Paramètres statistiques du modèle de régulation climatique

	Estimate	Std Error	Pr(> t)	
<i>a</i>	1.0565289	0.05874472	0	***
<i>a</i> ₅₁	-0.2101173	0.01873452	0	***
<i>a</i> ₀₆	0.1932214	0.01636500	0	***
<i>g</i>	1.0459719	0.00876146	0	***
<i>d</i>	0.3007305	0.01861648	0	***

De même que précédemment, dans cette formule, le premier paramètre représente la valeur de l'intercept, *a*, dans le cas des forêts de châtaigniers purs. Contrairement à l'estimation du volume de bois, dans le cas du stock de carbone, les forêts de pins maritimes sont les moins efficaces pour ce service et celles de chênes verts les plus efficaces, pour des surfaces terrières équivalentes. Encore une fois, les forêts de châtaigniers ont une position intermédiaire. La surface terrière et le diamètre quadratique moyen gardent un effet positif sur l'indicateur du service de régulation climatique, comme pour celui de disponibilité de de bois.

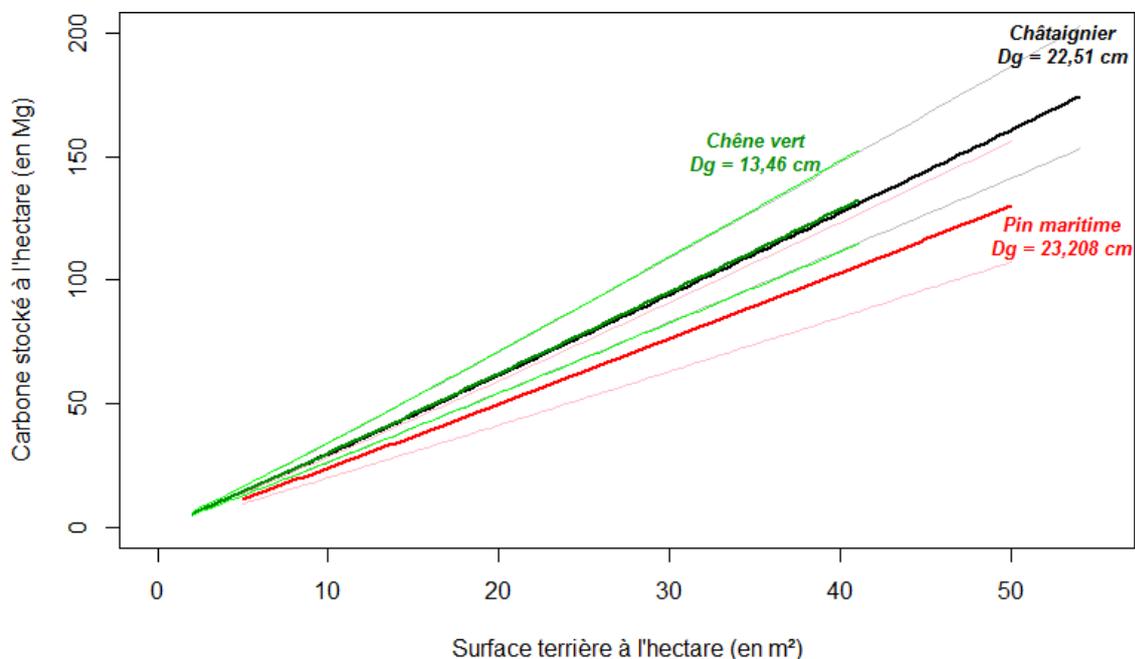


Figure 1 : Estimation du carbone stocké sur un hectare de forêt d'après le modèle développé. Le diamètre quadratique moyen (*Dg*) est fixé par essence ; traits épais = modèle par essence pour des valeurs de surface terrière comprises entre 5 et 95% de la distribution sur les zones étudiées ; traits fins et plus clairs = intervalles de confiance

Le graphique de l'estimation du carbone stocké dans les forêts montre que celles de pins maritimes stockent moins de carbone que celles de chênes verts ou châtaigniers pour des

surfaces terrières équivalentes. En revanche, leurs intervalles de confiances se recoupent tous et ne permettent pas de conclure à la réelle différence entre les peuplements.

La diversité arborée, indicateur de la biodiversité du peuplement

Les résultats du modèle de diversité arborée (équation 9) sont les suivants :

Tableau 5 : Paramètres statistiques du modèle de diversité arborée

	Estimate	Std Error	Pr(> t)	
Intercept	1,003869	0,083744	< 2e-16	***
G	0,015736	0,001769	< 2e-16	***
Dg	0,008492	0,003368	0,0121	*
a ₅₁	0,251598	0,062016	5,97e-05	***
a ₀₆	-0,475672	0,066377	3,68e-12	***

Le modèle décrit précédemment explique 43,2% de la variabilité de l'indicateur de diversité arborée ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,432$). Pour la représentation graphique suivante, la variable explicative 'diamètre quadratique moyen' est fixée par essence car elle est moins significative que la surface terrière dans le modèle. De plus, dans les scénarios, c'est la surface terrière qui variera.

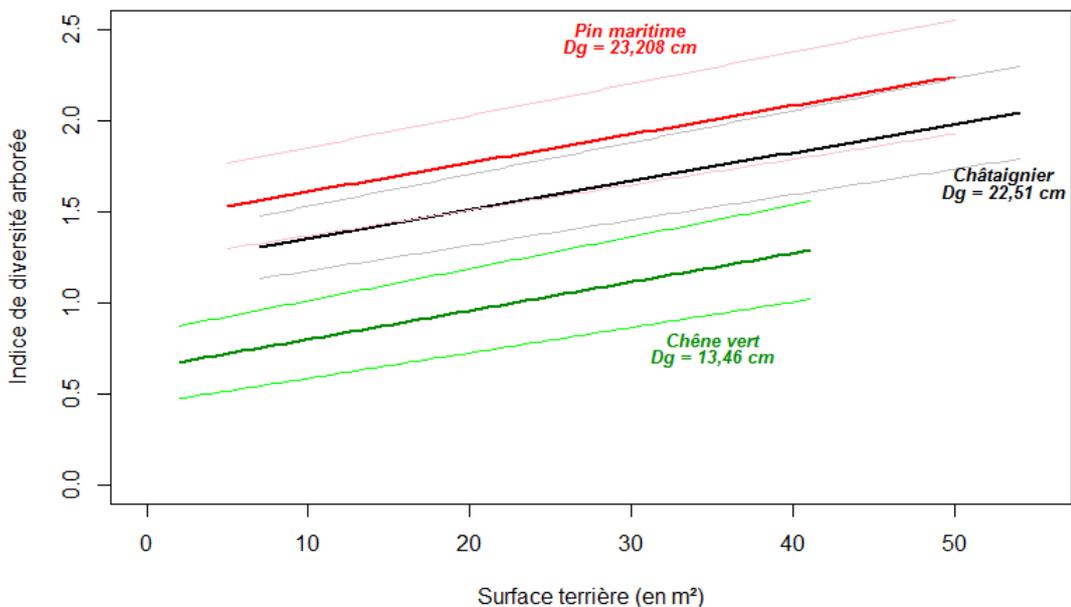


Figure 2 : Estimation de la diversité arborée des forêts d'après le modèle développé. Le diamètre quadratique moyen (Dg) est fixé par essence; traits épais = modèle par essence pour des valeurs de surface terrière comprises entre 5 et 95% de la distribution sur les zones étudiées ; traits fins et plus clairs = intervalles de confiances

Les peuplements de chênes verts possèdent une diversité arborée inférieure à celle des autres peuplements quelle que soit leur surface terrière. Les peuplements de châtaigniers sont intermédiaires pour cet indice et comme pour les autres modèles, ce dernier croît avec la surface terrière.

L'indice de biodiversité potentielle (IBP)

Après la phase de terrain, une note de l'IBP par peuplement identifié lors de la phase d'acquisition des données est calculée. Du fait du nombre de mesures, seulement 3 types de peuplements ont été suffisamment décrits (13 relevés par peuplement au moins) pour pouvoir être considéré comme représentatifs d'après l'IBP. L'indice de Biodiversité Potentielle est considéré comme faible en dessous de 7, assez faible en dessous de 14, moyen entre 14 et 21, assez fort en deçà de 28 et très fort au-delà.

On distingue deux groupes après l'IBP, les châtaigneraies et les pinèdes d'un côté avec une biodiversité potentielle globale équivalente et assez forte (note globale de 23) et les peuplements de chênes verts avec une biodiversité potentielle moyenne (note globale de 15).

Afin de décrire les peuplements plus précisément, une représentation sur laquelle chaque facteur est représenté par peuplement est illustrée (figure 5). La biodiversité potentielle des peuplements de pins maritimes et de châtaigniers qui est évaluée équivalente dans l'ensemble (avec une valeur de 23) n'est pas identique lorsque l'on compare les facteurs entre eux. Dans les châtaigneraies, il y a plus de dendro-microhabitats et plus d'essences autochtones différentes que dans les peuplements de pins maritimes. À l'inverse, dans les pinèdes, il y a plus de gros bois mort au sol et la structure verticale comporte plus de strates. Enfin, le Chêne vert qui est une essence assez petite ne comporte pas de biodiversité liée au gros bois vivants ou mort, et se compose généralement d'une ou deux strates. L'essentiel de la biodiversité potentielle sur ce type de peuplement provient de la diversité des essences autochtones présentes, de la présence de milieux ouverts et des dendro-microhabitats.

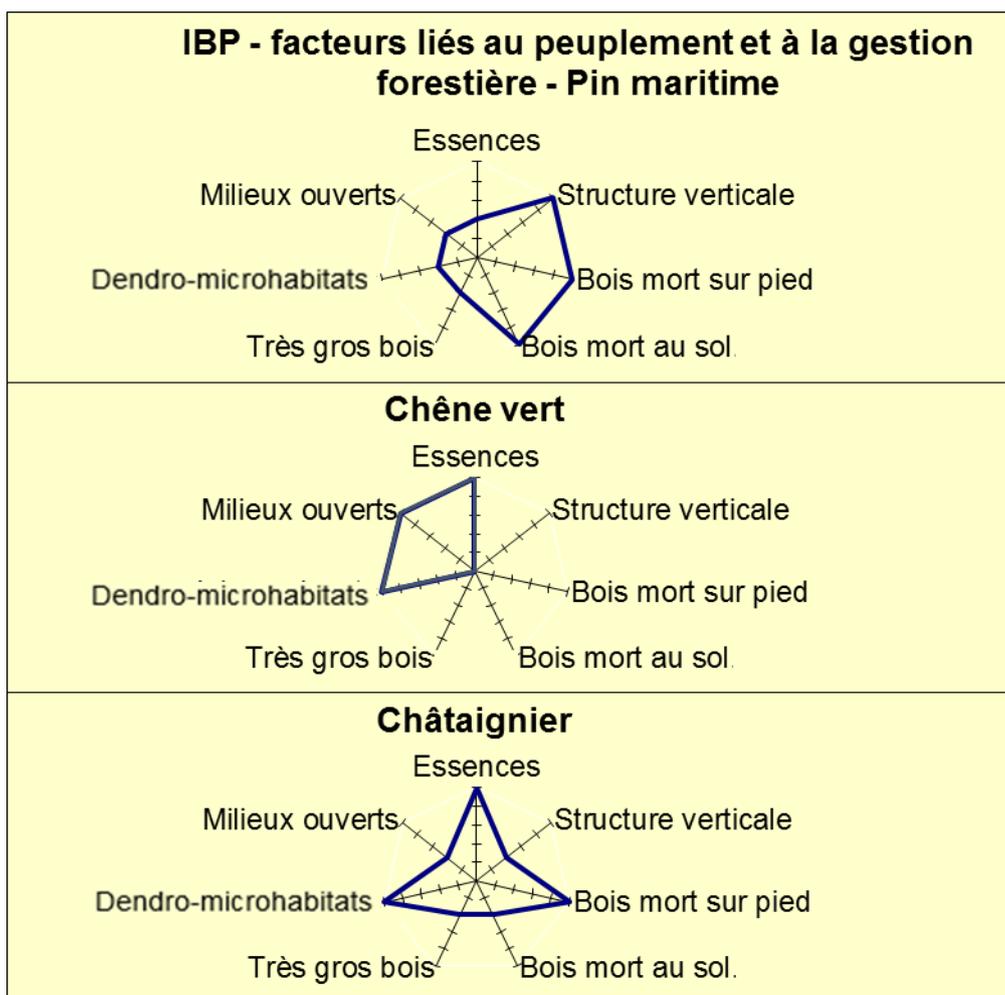


Figure 3 : Note d'IBP facteur par facteur pour chaque type de peuplement identifié

Les services de fourniture de sangliers et de récréation lié à la chasse

Les résultats du modèle linéaire généralisé, modélisant le service de fourniture de sangliers (équation 1), et dont l'indicateur est le nombre de sangliers tués par an sur une commune sont les suivants :

Tableau 6 : Paramètres statistiques du modèle de service de fourniture de sangliers

	Estimate	Std Error	Pr(> t)	
Intercept	4,581	1,128e-01	<2e-16	***
Prop_cha	8,999e-01	4,121e-01	0,03221	*
Prop_che	7,843e-01	2,674e-01	0,00448	**
Aire_foret	2,397e-04	3,258e-05	2,26e-10	***

Toutes les variables du modèle expliquent de manière positive le nombre de sangliers tués par commune sur la saison 2017/2018. La proportion de forêts de châtaigniers explique plus le nombre de sangliers tués que celle de forêts de chênes verts. La surface forestière de la commune est la plus significative pour ce modèle.

Pour le modèle de récréation lié à la chasse (équation 2), dont l'indicateur est le nombre de sangliers tués par battue, les résultats du modèle sont fournis dans le tableau 4.

Tableau 7 : Paramètres statistiques du modèle de récréation

	<i>Estimate</i>	<i>Std Error</i>	<i>Pr(> t)</i>	
<i>Intercept</i>	0,9178	0,1180	3,39e-11	***
<i>Prop_cha</i>	0,9487	0,3709	0,0126	*
<i>I(Nb_battues/ Aire_foret)</i>	-5,0090	1,0471	8,56e-06	***

L'effort de chasse (correspondant au nombre de battue par hectare) explique négativement et le plus significativement le nombre de sanglier tués par battue. La proportion de forêt de châtaigniers explique positivement le service de récréation mais sa significativité est inférieure à celle de l'effort de chasse.

Les scénarios de gestion

Sur les deux territoires (Figure 6 et 7), le service de fourniture de bois est maximal dans le cas des scénarios de sylviculture plus intensive (SRO2 et SGA2) puisque c'est dans ces scénarios que l'on exploite le plus de bois. Pour les scénarios donc la sylviculture est moins forte, avec un seul projet (SRO1 et SGA1) l'indicateur de ce service est intermédiaire par rapport aux autres scénarios où il y a le moins de sylviculture. Tous les services, hormis celui de fourniture de bois, ont des valeurs maximales dans l'état actuel de la forêt dans la vallée du Galeizon et à Saint-Roman-de-Codières (respectivement, actuel GA / Actuel RO).

Les configurations de services écosystémiques rendus dans les scénarios sont similaires entre les deux territoires (Figure 6 et 7). Les scénarios SRO1 et SGA1 (avec une sylviculture moins forte) n'ont réduit aucun service à leur minimum, mais ils ne les conservent pas au mieux non plus, sauf dans le cas de l'indicateur de biodiversité à Saint-Roman-de-Codières. Les services de fourniture de sangliers et de récréation sont les mieux préservés dans le cadre des scénarios de sylviculture plus intensive (SRO2 et SGA2) tandis que ceux de régulation climatique et de disponibilité de bois sont les mieux conservés lors des scénarios de dépérissement (DRO et DGA). Contrairement à Saint-Roman-de-Codières, dans la vallée du Galeizon, l'indice de biodiversité est le mieux maintenu au cours du scénario de dépérissement (DGA).

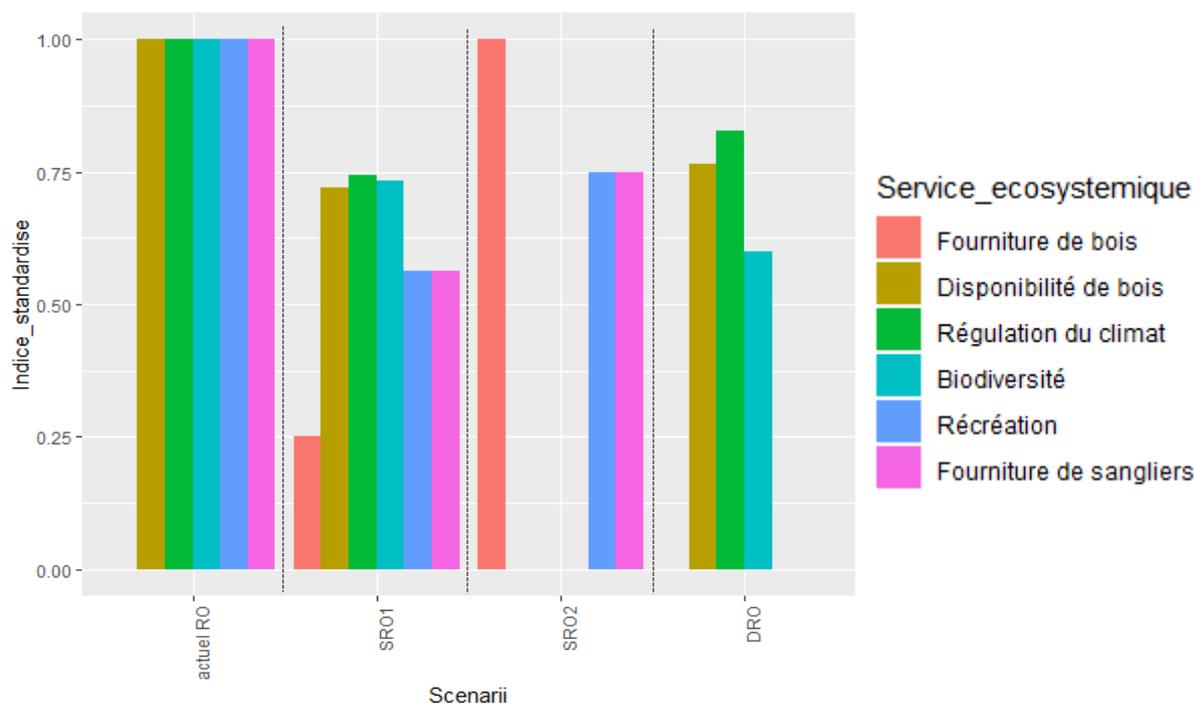


Figure 4 : Valeurs standardisées des indicateurs de SE selon les différents scénarios à Saint-Roman-de-Codières

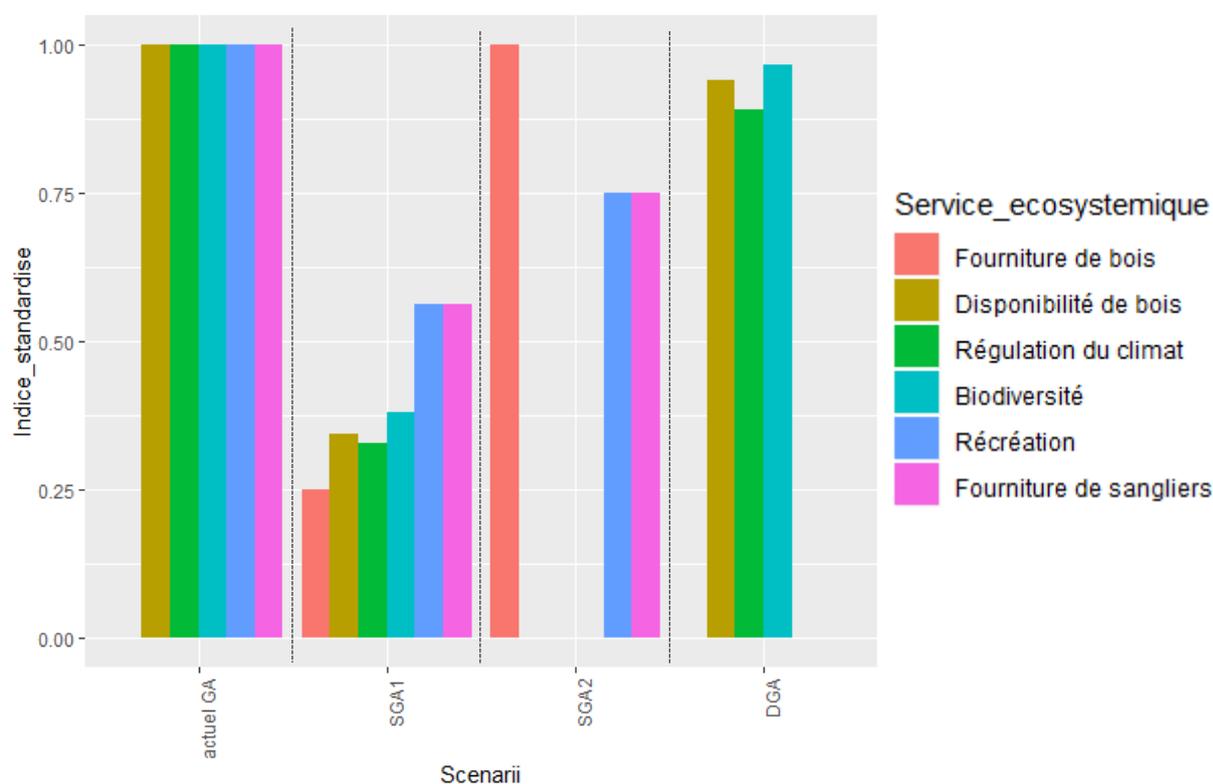


Figure 5 : Valeurs standardisées des indicateurs de SE selon les différents scénarios dans la vallée du Galeizon

Les différences entre les services de disponibilité de bois et de régulation climatiques ont des tendances qui s'inversent entre les deux territoires. À Saint-Roman-de-Codières, l'indice de disponibilité de bois est plus réduit que celui de régulation climatique, tandis que c'est l'inverse dans la vallée du Galeizon et ce quel que soient les scénarios. En plus de cela,

les services de fourniture de sangliers et de récréation sont réduits d'autant pour tous les scénarios, quel que soit le territoire.

Attention, sur ces graphiques (figures 6 et 7), la valeur 0 ne signifie pas que le service n'est pas rendu, il signifie seulement que c'est pour ce scénario que le service a une valeur minimale. Par exemple, pour l'indicateur de biodiversité à Saint-Roman-de-Codières, la valeur 0 équivaut à une valeur de l'indicateur de 1,49 alors que pour 1, elle correspond à 1,51. De manière générale, tous les services sont très peu réduits dans ces modèles.

Discussion

Dans cette étude, la création de modèles pour évaluer les SE est une étape préalable à la réalisation des différents scénarios et servira pour de futures études sur le développement des filières de bois locales de la vallée du Galeizon et de Saint-Roman-de-Cordières. Les modèles sont tirés de méthodes préexistantes (sauf dans le cas du service de fourniture de sangliers) mais ici, sont spécifiques au cas des Cévennes, grâce à l'utilisation des données de l'IFN sur la SylvoÉcoRégion des Cévennes. Contrairement à d'autres travaux de modélisation de SE qui sont développés pour des localisations différentes ou à des échelles beaucoup plus larges (Brang et al. 2006 ; Verkerk et al. 2014 ; Crouzat 2015 ; Panagos et al. 2015).

Parmi le panel des SE forestiers, les plus étudiés sont très probablement les services de fourniture bois et celui de régulation climatique par la séquestration de carbone dans le bois avec une littérature abondante sur de nombreux types de forêts (Duncker et al. 2012; Gertrudix et al. 2012; Häyhä et al. 2015; Jacobs et al. 2009; Schwenk et al. 2012; Wadsworth 1997). Il existe donc divers indicateurs et méthodes pour évaluer ces services, les plus utilisés sont le volume de bois exploité pour le service de fourniture de bois et le carbone séquestré dans les arbres pour le service de régulation climatique (Maes et al. 2014, 2016). Le volume disponible est sélectionné car les données sont plus accessibles et plus facilement modélisables comparé au service de fourniture bois dont nous n'avons pas les données. Pour l'indicateur du service de régulation climatique, c'est bien le stock de carbone qui est utilisé. Les modèles retenus dans l'étude permettent d'estimer ces indicateurs grâce à la surface terrière, le diamètre quadratique moyen et l'essence principale dont les données sont fournies par le modèle Salem pour d'éventuelles futures recherches.

Le diamètre quadratique moyen qui fait partie du modèle de disponibilité de bois n'est pas un indicateur direct du volume d'un peuplement mais est souvent utilisé pour calculer le volume des arbres (Dorisca et al. 2011). Dans le cas présent, il est proxy de la hauteur des arbres. En effet, le volume d'un arbre est calculé de manière simplifiée en multipliant la base, la hauteur et un coefficient de forme. Or pour ce modèle, la surface terrière (G) représente la base, son ajustement, 'g', très proche de zéro signifie que G est équivalent à la base. De ce fait, le diamètre quadratique est bien un proxy de la hauteur et les paramètres issus des essences représentent les coefficients de forme. Le paramètre de la variable essence Chêne vert (a_{06}) est négatif car les chênes verts sont plus petits que les châtaigniers et par conséquent, ils ont un plus petit volume, d'où la nécessité d'ajuster par un paramètre plus faible. En moyenne, le volume d'un peuplement de chênes verts est significativement plus faible que ceux de châtaigniers (les p-values des tests de student sur la moyenne des volumes est de $2,477e-16$). Le raisonnement est le même pour les pins maritimes qui sont plus grands que les châtaigniers et donc, qui nécessitent un paramètre d'ajustement (a_{51}) positif.

Pour l'indicateur du service de régulation climatique, la forme de l'équation du modèle est la même que pour l'indicateur de disponibilité de bois. Mais les valeurs des paramètres des variables explicatives liées à l'essence sont inversées par rapport au service de disponibilité de bois. En effet, d'après les valeurs des paramètres, on peut dire que les peuplements de chênes verts sont ceux, avec les châtaigneraies, qui immobilisent le plus de carbone en leur sein pour des surfaces terrières identiques alors que ce sont ceux qui ont le plus petit volume des trois essences étudiées. De la même manière, les peuplements de pins maritimes immobilisent moins de carbone alors qu'ils représentent un plus gros volume à l'hectare. Cela signifie que l'infra-densité supérieure du bois de Chêne vert (Zanne et al. 2009) permet, pour des surfaces terrières équivalentes, en plus de compenser la différence de volume entre peuplements de chênes verts et de pins maritimes, de la surpasser et ainsi d'en faire les peuplements les plus « efficaces » pour immobiliser du carbone. Les peuplements de châtaigniers sont supérieurs aux pins maritimes et équivalents aux chênes verts dans leur capacité à stocker du carbone pour des surfaces terrières identiques. Cependant, ils possèdent des surfaces terrières qui peuvent très facilement surpasser celle des deux autres essences et ainsi stocker beaucoup plus de carbone que ces dernières. Dans le cas de l'immobilisation du carbone par les arbres, l'étude s'est uniquement intéressée aux fûts et aux houppiers des arbres (grâce à la formule de EMERGE), or, les racines aussi stockent du carbone et cette dimension n'est pas prise en compte dans les modèles, ce qui serait souhaitable pour créer des

modèles plus proches de la réalité. De plus la manière d'échantillonner de l'IFN ne prend pas en compte tous les arbres (seulement ceux dont les diamètres sont supérieurs à 7.5 cm) et cela induit un biais dans les résultats.

Plusieurs auteurs se questionnent sur les possibles compromis entre biodiversité et stockage de carbone, certains parmi eux ont montré qu'il existe une corrélation positive entre ces variables (Magnago et al. 2015; Reside et al. 2017; Sabatini et al. 2019). C'est le cas dans les Cévennes où les deux indices de services ont un coefficient de corrélation de 0,43.

Pour évaluer la biodiversité des peuplements, de nombreux indicateurs existent mais tous nécessitent des informations précises relatives à un taxon. De plus, peu couvrent la totalité des taxons, le bois mort au sol est un indicateur de biodiversité mais il est surtout important pour les espèces saproxyliques (Humphrey et al. 2005). L'indice de Shannon ou plus simplement la richesse spécifique (Colwell 2009) des herbacées sont de très bons indicateurs mais seulement de la diversité herbacée (et indirectement des pollinisateurs et herbivores). Cependant, cette dernière peut être expliquée par certaines données dendrométriques (âges, densité, couvert arboré...) (Boczniewicz 2017) prises en compte dans l'indicateur de diversité arborée sélectionné, c'est pourquoi ce dernier fût préféré à d'autres indicateurs de taxons plus restreints.

Pour le modèle de biodiversité, de la même manière que pour le volume, les résultats montrent que les peuplements de chênes verts ont un indicateur de biodiversité plus bas que ceux de châtaigniers, eux même plus bas que ceux de pins maritimes. Cela vient du fait que l'indice de biodiversité est calculé à partir des hauteurs et des diamètres quadratiques des arbres, qui diffèrent grandement selon les essences. Pour compléter le modèle de diversité arborée, une campagne de terrain dans le but de calculer l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) (Larrieu and Gonin 2008) sur le territoire d'étude a été organisée. A l'issue de deux semaines de terrain, trois types de peuplements ont été identifiés : Châtaigneraie, peuplement de pins maritimes, chênaie verte. Ils correspondent à ceux pris en compte dans les modèles, cela permet de comparer les résultats entre eux. En somme, les résultats sont plutôt cohérents, les valeurs cumulées d'IBP liées au peuplement et sa gestion sont identiques pour ceux de pins et de châtaigniers (23) et celui de chêne vert est plus bas (15). Ces résultats reprennent ceux du modèle qui indique que les forêts de chênes verts ont un indice de biodiversité inférieur à celui des deux autres. En analysant les notes d'IBP facteur par facteur, les peuplements de châtaigniers se distinguent très clairement de ceux de pins maritimes. En

effet, la note globale d'IBP est la même, dans les deux cas 3 notes sont maximales (5/5) et 4 sont intermédiaires (2/5), mais la répartition des notes selon les facteurs est très différente. Les notes maximales dans les peuplements de pins maritimes portent sur des facteurs plutôt structuraux (structure verticale, bois morts sur pied et bois morts au sol) tandis que celles des châtaigniers portent sur des facteurs plus divers tel que les bois morts sur pied, les essences autochtones présentes et la présence de dendro-microhabitats. Or l'indicateur de biodiversité du modèle représente la diversité arborée directement liée à la diversité structurale des arbres dans le peuplement. Les résultats obtenus par le modèle sont donc appuyés par les relevés d'IBP. Ce dernier montre aussi que l'indicateur de diversité arborée sélectionné pour le modèle n'est pas suffisant car il ne prend pas en compte la totalité de la biodiversité potentiellement existante, tel que celle favorisée par les dendro-microhabitats ou le bois mort.

D'après les résultats de l'IBP, les peuplements de châtaigniers sont favorables à la présence de diptères, coléoptères, chiroptères, hyménoptères, arthropodes, champignons et quelques petits mammifères et oiseaux (ex : pics) du fait de la présence de très nombreux dendro-microhabitats en leurs sein (Emberger et al. 2016). Les peuplements de pins sylvestres possèdent moins de dendro-microhabitats que les châtaigniers sur nos territoires d'étude. Cela est dû au fait que les résineux possèdent moins de dendro-microhabitats que les feuillus (Paillet 2018). Du fait de l'abandon des châtaigneraies au XXème siècle, les châtaigniers sont plus vieux et ont eu plus de temps pour développer ce genre de microstructures. En addition à cela, l'encre et le chancre favorisent l'apparition de dendro-microhabitats en provoquant leur dépérissement et l'éclatement de l'écorce dans le cas de l'encre. Les peuplements de pins quant à eux favorisent, par la présence de nombreux bois morts debout ou au sol, les espèces saproxyliques, qui englobent un très grand nombre d'espèces forestières. On estime que 20 à 25% de ces dernières dépendent du bois mort, à un moment de leur cycle de vie (Emberger et al. 2016). Le bois mort au sol est supérieur dans les peuplements de pins maritimes par rapport à ceux de châtaigniers d'après l'IBP et cela confirme les résultats de la charte forestière du territoire Gorge Causses et Cévennes (Guitet 2019). En revanche la note équivalente pour le bois mort sur pied entre peuplement de pins et de châtaigniers ne peut infirmer ou affirmer le résultat de la charte qui indique qu'il y a plus de bois mort sur pied dans les forêts de châtaigniers (Guitet 2019). Le score de l'IBP étant plafonné, on ne sait pas si avant plafonnement il y a plus de bois mort sur pied dans les forêts de châtaigniers ou de pins maritimes. A l'origine du projet, il y avait pour objectif de créer des modèles à partir des notes de l'IBP et surface terrière, toutes les mesures ont été faites mais l'acquisition de ces

données s'est faite tard et les modèles n'ont pas pu être développés. C'est un travail à poursuivre dans de futures recherches.

Après des entretiens avec les représentants locaux, il est devenu indispensable de traiter le sujet de la chasse. Dans la chasse, deux effets sont très importants selon eux. Le premier est la chasse en elle-même qui est, sur ces territoires, un patrimoine, tout le monde chassait et encore aujourd'hui il y a de nombreux chasseurs sur ces communes (Pelosse and Vourc'h 1982). C'est une activité qui se pratiquait en famille et lors de laquelle beaucoup de personnes prennent du plaisir. De ce fait, les forêts Cévenoles procurent un service récréatif et patrimonial à leurs habitants (Gautier 1996). Le deuxième effet identifié durant les entretiens est la destruction des parcelles et aménagements humains par les sangliers. Il est vu comme un potentiel nuisible pour de nombreux acteurs locaux (Gautier 1996; Vourc'h and Pelosse 1983). D'après cette seconde vision, les sangliers représentent un disservice que la forêt permet de maintenir, c'est pourquoi il est intéressant de mesurer les deux effets dus aux sangliers en Cévennes. Dans la littérature, de nombreux articles proposent d'utiliser les relevés de chasses comme indicateur du service de récréation lié à la chasse (Dorioz et al. 2018; Maes et al. 2014, 2016), c'est pourquoi il a été choisi de travailler avec le nombre de sangliers tués par battue. Le disservice correspond à la fourniture de sangliers dans ce mémoire, car le nombre de sangliers est indicateur des dégâts qu'ils causent (Maes et al. 2016). Attention, le service de fourniture de sangliers, est aussi un service pour certains acteurs, cependant n'ayant pas de données sur leurs points de vue, c'est le disservice qui sera discuté ici.

Les résultats du modèle du service de récréation lié à la chasse montrent un effet intéressant, le nombre de sangliers tués par battue est négativement expliqué par l'effort de chasse (le nombre de battues par hectare). Sur une année, plus on chasse est moins l'on chassera de sangliers par battue, ainsi, pour conserver un niveau de service satisfaisant, peut-être faut-il organiser un nombre limité de battues par année. Ce résultat vérifie ceux de recherches déjà existantes sur d'autres espèces comme les poissons (Wilson et al. 2016). Ce qui n'est pas pris en compte dans le modèle est que le nombre de sangliers tués par battue actuellement est très élevé d'après les représentants rencontrés (eux-mêmes chasseurs) et que réduire ce nombre ne serait sûrement pas un problème pour les chasseurs du territoire. Ces derniers conserveraient tout de même les biens-faits qu'ils recherchent en allant chasser. Le modèle final n'est donc pas assez représentatif, il serait intéressant de rajouter un seuil au-delà duquel le nombre de sanglier tué par battue n'influence plus le service de récréation tiré de la

chasse. La proportion de forêts de châtaigniers quant à elle explique positivement le nombre de sangliers tués par battue, cela est dû au fait que les châtaigneraies sont le premier lieu de nourrissage des sangliers sur les territoires d'étude. Lorsque la ressource est disponible, les sangliers se nourrissent des châtaignes tombées au sol, ces dernières constituent leur principale alimentation (Irizar et al. 2004). Pour aller plus loin dans le modèle et le perfectionner, il serait intéressant de travailler avec des relevés de chasses complets et pas seulement sur les sangliers. Il faut être prudent quant à l'analyse de ces résultats car le service récréatif que tirent les chasseurs de la chasse et loin de ne dépendre que de leurs trophées et leurs bénéfices, c'est d'ailleurs rarement la première motivation des chasseurs pour aller chasser (Jobard et al. 2016). Le service de récréation est principalement tiré du rapport à la nature que les chasseurs ont lorsqu'ils chassent (Jobard et al. 2016).

Dans le cas de l'indicateur du service de fourniture de sangliers (représentatif du disservice), les proportions des forêts de châtaigniers et de chênes verts contribuent positivement à expliquer le nombre de sangliers tués. De la même manière que pour le service de récréation, cela s'explique par le fait que ce sont leurs fruits, la châtaigne et le gland, que les sangliers consomment le plus, ils représentent respectivement 53 % et 3.5 % de leur alimentation (Irizar et al. 2004). L'aire de la forêt explique aussi très bien le nombre de sangliers tués, étant leur habitat de vie préférentiel, il est facile de faire l'hypothèse que plus il y aura une grande surface de forêt, plus on trouvera des sangliers. Enfin, et contrairement au service de récréation, l'effort de chasse (nombre de battue par hectare) n'influence pas le nombre de sangliers tués car la surface de la forêt est beaucoup plus importante. La limite de ce modèle est que l'on ne sait pas à quel point un sanglier influence la provision des autres services, c'est une piste à étudier ultérieurement afin de voir à comment le disservice dû aux sangliers contrebalance les SE.

D'après les scénarios, à 1 an, la sylviculture a effet similaire sur les services écosystémiques des deux territoires. En effet, selon les services recherchés, les scénarios à privilégier sont différents. Pour maximiser les services de régulation climatique et de disponibilité en bois, il faudrait ne rien faire en termes de sylviculture (scénarios DGA et DRO). Ces résultats sont cohérents sur une courte durée de 1 an, seul l'effet de la sylviculture est réellement pris en compte et l'effet du dépérissement n'est pas assez visible et ressenti. Du fait que la sylviculture réduit les quantités de bois sur le territoire, il est normal que le scénario de dépérissement soit le plus favorable aux services de régulation climatique et de disponibilité en bois. Pour conserver les services de fourniture de sangliers, de fourniture de

bois et de récréation, les scénarios où la sylviculture est la plus développée devraient être favorisés (SRO2 et SGA2). Puisque ces services ne dépendent que des surfaces forestières et pas des caractéristiques dendrométriques, c'est le scénario où il y a le plus de châtaigneraies maintenues qui les préserve le mieux, c'est le cas dans le scénario où la sylviculture est la plus intensive (SRO2 et SGA2).

La similitude des variations intra-territoriales des indicateurs des SE de régulation climatique et de disponibilité de bois vient du fait que le stockage de carbone dépend directement du volume de bois (Cordonnier et al. 2014). En revanche, le fait que la proportionnalité entre les indices s'inverse entre les territoires de l'étude est due au dépérissement des châtaigneraies. À Saint-Roman-de-Codières la totalité des surfaces dépériées sont remplacées par des chênes verts alors que dans la vallée du Galeizon, elles sont en majorité remplacées par des pins maritimes, or les chênes verts possèdent beaucoup moins de volumes de bois que les pins maritimes qui compensent mieux la perte induite par le dépérissement des châtaigneraies. C'est pourquoi à Saint-Roman-de-Codières, l'indicateur du service de disponibilité de bois est inférieur à celui de régulation climatique et inversement dans la vallée du Galeizon.

Les scénarios sont développés sur un pas de temps très courts, d'un an, dû au manque de données pour faire de réelles prédictions. Les résultats de ces scénarios ne sont donc pas projetables à 50 ou 100 ans, ils donnent seulement une indication sur la direction (tangente à la courbe d'évolution) que suivraient les services. Il est raisonnable de penser que les variations des services étudiés dans le scénario se poursuivront dans le même sens au cours du temps, sans savoir quand ils atteindront un palier ou quel sera l'état d'équilibre final. De plus, il faut plus faire attention, l'effet du dépérissement sur un an est très discutable, c'est un phénomène long qu'il conviendrait d'étudier sur un plus long terme. Dans les scénarios présentés, ceux où le dépérissement est maximal (DRO et DGA) fournissent toujours divers services et laissent penser qu'ils sont favorables à la sylviculture cependant, l'effet de la sylviculture est compensé par la croissance des peuplements alors que celui du dépérissement ne l'est pas. Ainsi, il est possible que les tendances s'inversent au cours du temps entre les scénarios de dépérissement (DRO et DGA) et ceux avec de la sylviculture (SGA1-2 et SRO1-2) qui est sensé réduire l'effet du dépérissement (Bastien et al. 2000).

Pour améliorer ces résultats, il serait intéressant de calculer la production biologique des châtaigniers, ce qui est faisable grâce aux données de l'IFN mais qui n'a pu se concrétiser

durant le stage. Cette donnée permettrait de reconduire l'effet de la sylviculture d'une année sur l'autre en recalculer la distribution des surfaces terrières des châtaigneraies à l'année $n+1$ (induite par leur croissance). De plus on pourrait savoir si l'accroissement des arbres compense entièrement, partiellement, ou dépasse la réduction de bois due à la sylviculture. Par exemple, si on estime, en sous-évaluant car le territoire n'est pas optimal pour l'essence, que la production des châtaigniers est de $4 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en se basant sur les données de l'IFN qui estime leur production française à $5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (Colin, Hervé and Lucas 2011). Sur la vallée du Galeizon (877 ha de châtaigneraies) et à Saint-Roman-de-Codières (680 ha de châtaigneraies), la production respective de ces territoires est de $1887 \text{ Mg} \cdot \text{an}^{-1}$ et $1463 \text{ Mg} \cdot \text{an}^{-1}$. Sachant que les tonnages liés aux filières seraient respectivement de $3000 \text{ Mg} \cdot \text{an}^{-1}$ et $960 \text{ Mg} \cdot \text{an}^{-1}$, dans le cas de Saint-Roman, la sylviculture semble adéquate, en revanche, dans la vallée du Galeizon elle semble trop importante. Cela n'est pas dû au projet qui est mal calibré, mais à la zone d'étude qui ne prend pas en compte la totalité des zones d'approvisionnements envisagées par les représentants rencontrés.

L'étude, portant sur les SE des forêts Cévenoles est un nouveau cas de recherche parmi de très nombreux autres cas à des échelles ou sur des territoires et services différents. Dans ce mémoire, seuls 5 services ont été exposés parmi les 7 étudiés lors de mon stage de fin d'étude. Les deux services non exposés sont ceux de la régulation de l'érosion qui n'a pas pu aboutir car les données n'étaient pas suffisamment propres (la variable du taux de couvert était discontinue et suivait une distribution très particulière), et celui de la biodiversité herbacée, dont les résultats n'étaient pas comparables à ceux issus de l'IBP par rapport à l'indice de biodiversité sélectionné (résultats en Annexe 4). Durant ce stage, de nombreuses réflexions ont été amorcées mais, par manque de temps ou de données, n'ont pas pu être finalisées. Parmi les services d'approvisionnement, la fourniture en champignons est un service important en Cévennes. La cueillette des cèpes et des girolles est très rependue et permet dans certains cas un appoint économique non négligeable (Gautier 1996). Avec la diversification des usages et l'apparition des notions telles que les écosystèmes multi-services, la mycosylviculture fait de plus en plus parler d'elle dans la littérature scientifique (Martínez-Peña et al. 2012; Parladé et al. 2017; Tomao et al. 2017). Cependant, leur modélisation est très complexe et nécessite des données qui n'existent pas. Le service de pastoralisme sous forêt est aussi un service sur lequel il aurait été intéressant de travailler puisque plusieurs éleveurs du territoire ont ces pratiques. De plus, il existe d'ores et déjà des ordres de grandeur de productions de fruits (indicateur possible du service pastoralisme) pour différents états de

châtaigneraies (Hoksbergen et al. 2008). Le territoire Cévenol est marqué par une très forte identité culturelle, les cévenoles sont proches et fiers de leur région, leurs liens au Châtaignier est très fort, c'est pourquoi prendre en compte les services culturels des forêts aurait été un vrai plus. Malheureusement, la difficulté d'acquisition de tels données, par entretien (Hernández-Morcillo et al. 2013) n'a pas rendu possible leur étude. Cela ne signifie pas qu'il ne faut pas les prendre en compte, ils sont parmi les plus importants sur le territoire de l'étude. En revanche, il faut poursuivre les recherches sur ces services-là.

Dans la classification actuelle des SE dans le CICES, le principe de cascade (Annexe 5) à partir des fonctions d'écosystèmes est très répandu (Haines-Young and Potschin 2016). Elle propose de différencier les services des bénéfices, la séparation se fait lorsque l'on passe d'un point de vue purement environnemental à un point de vue socio-économique. Ainsi, la différence entre un service et un bénéfice est que les bénéfices sont des services auxquels les gens accordent une valeur monétaire ou non. D'après Costanza (Costanza et al. 2017), cette vision en cascade est trop réductrice de la réalité (car trop linéaire, un service donne un bénéfice qui donne un avantage etc.). Selon lui, les services sont égaux aux bénéfices et leur évaluation est inévitable lors d'études sur les SE, en revanche, cette évaluation n'est pas nécessairement monétaire. Dans ce rapport, l'évaluation est faite de manière non monétarisée, les services sont mesurés pour ce qu'ils sont et non pas pour la valeur que les gens leur attribuent comme le propose le modèle de cascade de Haines-Young. Cela est dû au fait que l'évaluation par les acteurs n'a pas été possible au cours du stage. Cela n'est pas préjudiciable, tant que la position est prise et explicitée, les décideurs et autres personnes sont au courant des données qu'ils ont à leur disposition. Dans un souci de neutralité, la non-monétarisation est aussi un choix, en effet, selon les décideurs, leurs backgrounds et les motivations de l'étude, les services auxquels ils vont attacher de l'importance ne seront pas les mêmes et leur valeur monétaire non plus.

Ce mémoire de stage est une première approche des services et disservices écosystémiques en lien avec la création de filières bois locales. Les résultats obtenus ne peuvent être utilisés pour des prises de décisions car l'étude ne s'est portée que sur trois essences du territoire qui représentent seulement et déjà 50% des forêts du territoire. De plus l'étude n'as pas pris en compte tous les SE que fournissent les forêts, il en manque de nombreux qui pourraient avoir des synergies complètement différentes, c'est pourquoi il serait imprudent de baser des décisions politiques sur cette étude, même si elle peut tout à fait être une première visualisation de ce que sont les SE sur les zones d'étude.

Les données utilisées font de cette étude, un travail localisé au territoire des Cévennes qui ne peut être directement extrapolable à d'autres localisations. Cependant, à la vue du réchauffement climatique qui se poursuit et s'intensifie, la question du dépérissement des châtaigniers dû aux mauvaises conditions stationnelles (et aux maladies) se pose pour des territoires qui n'étaient pas encore aussi gravement touchés que les Cévennes.

Conclusion

L'objectif de ce stage de fin d'études est de modéliser grâce à des données dendrométriques des indicateurs de SE des forêts cévenoles de Saint-Roman-de-Cordières et de la vallée du Galeizon, selon les essences principales et de comprendre comment ces indicateurs varient en réponse à différents scénarii simplifiés de gestion sylvicoles.

L'étude n'a pas pu porter sur l'ensemble des services car leur diversité est telle qu'il faudrait plus de temps pour pouvoir tous les aborder. Cependant, les services étudiés, de disponibilité de bois, de régulation climatique, de récréation, de fourniture de sangliers et de biodiversité ont été modélisés et ajustés au contexte local des Cévennes. Les modèles créés utilisent des données dendrométriques telles que la surface terrière ou les diamètres quadratiques comme s'était fixé pour objectif ce stage. De plus, dans chaque modèle, l'essence principale du peuplement explique significativement les indices sélectionnés, ce qui a permis de comparer les essences et de les différencier dans les scénarios. La comparaison de ces derniers confirme que si on laisse le châtaignier dépérir alors les pertes de SE risquent d'être très importantes, car ce sont des forêts qui fournissent un panel de services très diversifié. Les projets de filières locales réduisent la fourniture des services écosystémiques mais très faiblement, et cela tout en créant un développement local. S'il s'avère qu'elles ralentissent le dépérissement des châtaigneraies, alors elles seraient d'autant plus bénéfiques.

Il est donc impératif, pour préserver ces forêts de châtaigniers et les services qu'elles fournissent, d'essayer de résoudre le problème de dépérissement qui s'amplifie avec le réchauffement climatique et la diffusion des maladies qui le touchent. Comme le montre les modèles, quoi que l'on fasse, les châtaigneraies continueront de dépérir en entraînant une perte de services mais il faut essayer de ralentir ce phénomène par les moyens à notre disposition, l'une d'elle pourrait être la sylviculture. On peut se demander si dans le cas particulier du dépérissement des châtaigneraies Cévenols, la sylviculture est un réel frein et dans quelles proportions.

Bibliographie

- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146–1156. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x
- Bastien, Y., Aussenac, G., & Frochet, H. (2000). Les changements climatiques : conséquences pour la sylviculture. *Revue Forestière Française*, (Numéro spécial-Changements climatiques-2000), 129–138. doi:10.4267/2042/5398
- Becker, M. and Levy, G. (1988). A propos du dépérissement des forêts : climat, sylviculture et vitalité de la sapinière vosgienne. *Revue Forestière Française*, 5, 345–358. doi:10.4267/2042/25902
- Boczniewicz, D. (2017). *Overstorey dynamics as an indicator of ecosystem services from the understorey vegetation in coniferous forests in Sweden* (Master thesis no. 277). 3–35 Swedish University of Agricultural Sciences
- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2), 616–626. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.01.002
- Brang, P., Schönenberger, W., Frehner, M., Schwitter, R., Thormann, J.-J., & Wasser, B. (2006). Management of protection forests in the European Alps: an overview. *Forest Snow and Landscape Research*, 80(1), 23–44. doi:10.1.1.702.2388
- Centre Régional de la Propriété Forestière du Languedoc-Roussillon. (2010). Guide de sylviculture du châtaignier en Languedoc. CRPF du Languedoc-Roussillon. Service Repro 12 bis avenue Maréchal Fosh 48000 Mende. Available from: <http://manualzilla.com/doc/6483773/guide-de-sylviculture-du-ch%C3%A2taignier-en-languedoc>.
- Colin, A., Hervé, J.-C. & Lucas, S. (2011). Prélèvements de bois en forêt et production biologique : des estimations directes et compatibles. *L'IF, la feuille de l'inventaire forestier* 28, (p. 16). Inventaire Forestier National, Nogent-sur-Vernisson (Château des Barres, 45290). ISSN: 1768-0077
- Colwell, R. K. (2009). Biodiversity: concepts, patterns, and measurement. In *The Princeton Guide to Ecology*, (p. 257–263). 6 Oxford Street, Woodstock, Oxfordshire OX20 1TW: Princeton University Press. ISBN: 9781400833023
- Cordonnier, T., Berger, F., Elkin, C., Lämås, T., & Martinez, M. (2014). *ARANGE : Models and linker functions (indicators) for ecosystem* (No. 2.2) (p. 96). Available from: http://www.arange-project.eu/wp-content/uploads/ARANGE-D2.2_Models-and-linker-functions.pdf
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S. & Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28, 1–16. doi:10.1016/j.ecoser.2017.09.008
- Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemsen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M., & Maes, J. (2013). A blue print for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, 4–14. doi:10.1016/j.ecoser.2013.02.001
- Crouzat, E. (2015). *Etude des compromis et synergies entre services écosystémiques et biodiversité: Une approche multidimensionnelle de leurs interactions dans le socio-écosystème des Alpes Française* (thesis). Université Grenoble Alpes, Grenoble, (p. 349). Available from: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01174869>
- Dalmasso, M., Derrière, N., & Wurpillot, S. (2014). *Les données de l'inventaire forestier : état des lieux et évolution* (Synthèse périodique No. 34) (p. 17). Institut National de l'information géographique et forestière. Available from: https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/LP_1.pdf
- Deleuze, C., Motneau, F., Renaud, J.-P., Vivien, Y., Rivoire, M., Santenoise, P., Longuetaud, F., Hervé, J., & Vallet, P. (2014). EMERGE – Élaboration de Modèles pour une Estimation Robuste et Générique du bois Énergie, *Rendez-vous technique ONF*, 44(1), 22–32. ISSN : 1763-6442
- Dorioz, J., Peyron, J.-L., & Nivet, C. (2018). *L'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques*. (p. 480) Commissariat général au développement durable, Tour Séquoia, 92055 La Défense Cedex: Ministère de la transition écologique et solidaire. ISBN : 978-2-11-145860-4
- Dorisca, S., Madron, L. D. D., Fontez, B., Giraud, A., & Riéra, B. (2011). Établissement d'équations entre le diamètre et le volume total de bois des arbres, adaptées au Cameroun. *BOIS & FORETS DES TROPIQUES*, 308(1), 75–86. doi:10.19182/bft2011.308.a20477
- Dowle, M., & Srinivasan, A. (2019). *data.table: Extension of `data.frame`*. <https://CRAN.R-project.org/package=data.table>

- Duncker, P. S., Raulund-Rasmussen, K., Gundersen, P., Katzensteiner, K., De Jong, J., Ravn, H. P., Smith M., Eckmüller O., & Spiecker H. (2012). How forest management affects ecosystem services, including timber production and economic return: Synergies and trade-offs. *Ecology & Society*, 17(4), 50. doi:10.5751/ES-05066-170450
- Emberger, C., Larrieu, L., & Gonin, P. (2016). *Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP)*. CNPF, (p. 58). Paris: Institut pour le développement forestier. ISBN: 978-2-916525-30-3
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.09.014
- Fox, J., & Weisberg, S. (2011). *An {R} Companion to Applied Regression*. Thousand Oaks CA: Sage. <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>
- Fox, J., Weisberg, S., & Price Brad. (2018). *carData: Companion to Applied Regression Data Sets*. <https://CRAN.R-project.org/package=carData>
- Gauquelin, X., & Courbaud, B., (2006). Guide de sylviculture des forêts de montagne - Alpes du Nord françaises. Cemagref—CRPF Rhône-Alpes—Office National des Forêts (p. 289). ISSN: 1772 - 6212
- Gautier, D. (1996). *Analyse des rapports entre l'organisation spatiale et la gestion des ressources renouvelables appliquée aux paysages de châtaigneraie en Cévennes* (thesis). Université d'Avignon, (p. 359). Available from: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00822584>
- Gertrudix, R. R.-P., Montero, G., & Rio, M. del. (2012). Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. *Forest Systems*, 21(1), 42–52. doi:10.5424/fs/2112211-02193
- Guitet, S. (2019). *Charte Forestière Territoriale: Fourniture de résultats concernant les ressources forestières sur le territoire du CFT Pays des Cévennes* (p. 24). Europarc de Pichaury - 13593 Aix-en-Provence: Institut national de l'information géographique et forestière (IGN).
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2016). Defining and measuring ecosystem services. In *Routledge Handbook of Ecosystem Services* 53–72. Routledge, 2 Park Square, Milton Parc, Abington, Oxon OX14 4RN. ISBN: 10.4324/9781315775302
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure, 1–10. doi:10.3897/oneeco.3.e27108
- Häyhä, T., Franzese, P. P., Paletto, A., & Fath, B. D. (2015). Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. *Ecosystem Services*, 14, 12–23. doi:10.1016/j.ecoser.2015.03.001
- Hernández-Morcillo, M., Plieninger, T., & Bieling, C. (2013). An empirical review of cultural ecosystem service indicators. *Ecological Indicators*, 29, 434–444. doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.013
- Hoksbergen, I., Travier, D., Lécuyer, D., Ladrage, B., Brosse-Genevet, E., Ferreux, M.-P., Bouchet, M., Mathieu, F. & Lafont, J.-P. (2008). *Votre châtaigneraie. Parc National des Cévennes*. 6 Bis, place du Palais, 48400 Florac: Parc National des Cévennes. ISBN: 2-913757-15-4
- Humphrey, J. W., Sippola, A.-L., Lempérière, G., Dodelin, B., Alexander, K. N. A., & Butler, J. E. (2005). Deadwood as an Indicator of Biodiversity in European Forests: From Theory to Operational Guidance. In *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe : from ideas to operationality*. Marco Marchetti, Torikatu 34, FIN-80100 Joensuu. ISBN: 952-5453-04-9
- Irizar, I., Amaia Laskurain, N., & Herrero, J. (2004). Wild boar frugivory in the atlantic basque country. *Galemys*, 16(special issue 2004), 125–133. ISSN: 1137-8700
- Jacobs, D. F., Selig, M. F., & Severeid, L. R. (2009). Aboveground carbon biomass of plantation-grown American chestnut (*Castanea dentata*) in absence of blight. *Forest Ecology and Management*, 258(3), 288–294. doi:10.1016/j.foreco.2009.04.014
- Jax, K., & Heink, U. (2015). Searching for the place of biodiversity in the ecosystem services discourse. *Biological Conservation*, 191, 198–205. doi:10.1016/j.biocon.2015.06.032
- Jobard, E., Marquay, J., Prigent, Q., Radureau, S., & Des Robert, M.-L. (2016). *Le BIPE: Evaluation du service écosystémique chasse en 2015* (1) (p. 82). Fédération nationale des chasseurs. Available from: http://fondationfrancoissommer.org/wp-content/uploads/2017/06/FNC_BIPE-Evaluation-du-service-%C3%A9cosyst%C3%A9mique-chasse-Rapport-final-PUBLIC.pdf.

- Lanvin, J.-D., & Reuling, D. (2016). Characterisation of Chestnut Timber Intended for Structural Applications and Interaction with Silvicultural Practices. *Revue forestière française*, (5). doi:10.4267/2042/62270
- Larrieu, L., & Gonin, P. (2008). L'indice de biodiversité potentielle (ibp) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française*, (6). doi:10.4267/2042/28373
- Luginbuhl, Y. (2001). *La demande sociale de paysage* (1) (p. 17). Conseil national du paysage.
- Lyytimäki, J., & Sipilä, M. (2009). Hopping on one leg – The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(4), 309–315. doi:10.1016/j.ufug.2009.09.003
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M. L., Barredo, J. I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.-E., Meiner, A., Gelabert, E. R., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H. M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San-Miguel-Ayanz, J., Pérez-Soba, M., Grêt-Regamey, A., Lillebø, A. I., Malak, D. A., Condé, S., Moen, J., Czúcz, B., Drakou, E. G., Zulian, G., & Lavalle, C. (2016). An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, 17, 14–23. doi:10.1016/j.ecoser.2015.10.023
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M. L., Grizzetti, B., Murphy, P., Barredo, J., Somma, F., Meiner, A., Zal, N., Cardoso, A., Petersen, J.-E., Gelabert, E. R., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Romao, C., Egoh, B., Santos-Martín, F., Biala, K., Piroddi, C., Fiorina, C., Naruševičius, V., Pereira, H., Verboven, J., Gocheva, K., Snäll, T., San-Miguel-Ayanz, J., Grêt-Regamey, A., Degeorges, P., Lillebø, A. I., Bengtsson, J., Marta-Pedroso, C., Estreguil, C., Braat, L., Pérez-Soba, L., Beaufaron, G., Abdul Malak, D., Condé, S., Östergard, H., Drakou, E. G., Lavalle, C., Liqueste, C., Moen, J., Czúcz, B., & Zulian, G. (2014). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 Environment. *ResearchGate*. doi:10.2779/75203
- Magnago, L. F. S., Magrach, A., Laurance, W. F., Martins, S. V., Meira-Neto, J. A. A., Simonelli, M., & Edwards, D. P. (2015). Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? *Global Change Biology*, 21(9), 3455–3468. doi:10.1111/gcb.12937
- Martínez-Peña, F., de-Miguel, S., Pukkala, T., Bonet, J. A., Ortega-Martínez, P., Aldea, J., & Martínez de Aragón, J. (2012). Yield models for ectomycorrhizal mushrooms in *Pinus sylvestris* forests with special focus on *Boletus edulis* and *Lactarius group deliciosus*. *Forest Ecology and Management*, 282, 63–69. doi:10.1016/j.foreco.2012.06.034
- Paillet, Y. (2018). *Les microhabitats des arbres : facteurs d'influence, lien avec la biodiversité et potentiel indicateur* (thesis). (p. 233) Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS ; Écosystèmes forestiers (Nogent-sur-Vernisson, Loiret). Available from: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02197757/document>
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., van der Zanden, E. H., Poesen, J., & Alewell, C. (2015). Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. *Environmental Science & Policy*, 51, 23–34. doi:10.1016/j.envsci.2015.03.012
- Parladé, J., Martínez-Peña, F., & Pera, J. (2017). Effects of forest management and climatic variables on the mycelium dynamics and sporocarp production of the ectomycorrhizal fungus *Boletus edulis*. *Forest Ecology and Management*, 390, 73–79. doi:10.1016/j.foreco.2017.01.025
- Parry, M., Canziani, O., Palutikof, J., Van der Linden, P., & Hanson, C. (2007). *Climate change 2007 - Impacts, Adaptation and Vulnerability* (2), 212–252. USA: Cambridge University Press, 32 Avenue of the Americas, New York, NY 10013-2473.
- Paust, K., Ravindranath, N. H., van Amstel, A., Aalde, H., Alm, J., Bhattacharya, S., Bickel, K., Blain, D., Brenner, J. S., Byrne, K., Daka, J. P., de Klein, C., Delmas, R., Dong, H., Duchemin, E., Elhassan, N., Frederico, C., Ginzo, H., Gonzalez, P., González, S., Gytarsky, M., Handa, M., Hatfield, J. L., Heath, L. S., Higuchi, N., Huttunen, J., Jenkins, J. C., Johnson, D., Kainja, S., Köhl, M., Krug, T., Kurz, W. A., Lasco, R. D., Lassey, K. R., Li, Y., Aparecida de Lima, M., Mangino, J., Martino, D. L., Matsumoto, M., McAllister, T. A., McConkey, B. G., Mosier, A., Novoa, R., Ogle, S., Parish, F., Pingoud, K., Raison, J., Richards, J., Rochette, P., Rodrigues, R., Romanovskaya, A., Row, C., Rypdal, K., Sanz Sanchez, M. J., Schoene, D., Skog, K. E., Smith, K. A., Somogyi, Z., Tonosaki, M., Tremblay, A., Tsunekawa, A., Tyler, S. C., Verchot, L., Wassmann, R., Wirth, T. C., Yagi, K., Zhakata, W., & Zhang, X. (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use* (Vols. 1-5, Vol. 4). Institute for Global Environmental Strategies (IGES) 2108 -11 Kamiyamaguchi, Hayama Kanagawa JAPAN, 240-0115. ISBN: 4-88788-032-4

- Pelosse, V., & Vourc'h, A. (1982). Chasse au sanglier en Cévennes. *Études rurales*, 87-88, 295–307. Available from: https://www.persee.fr/doc/rural_0014-2182_1982_num_87_1_2892
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., & R Core Team. (2018). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- Pinheiro, J. C., & Bates, D. M. (Eds.). (2000). Theory and Computational Methods for Nonlinear Mixed-Effects Models. In *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*, 305–336. New York, NY: Springer New York. doi:10.1007/0-387-22747-4_7. ISBN 978-0-387-98957-0
- Popovich, S. (1974). Volume par unité de surface terrière, comme moyen d'évaluer la productivité de stations et la production des plantations d'épinette blanche au Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 4(1), 127–137. doi:10.1139/x74-018
- Posthumus, H., Rouquette, J. R., Morris, J., Gowing, D. J. G., & Hess, T. M. (2010). A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. *Ecological Economics*, 69(7), 1510–1523. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.02.011
- Prada, M., Bravo, F., Berdasco, L., Canga, E., & Martínez-Alonso, C. (2016). Carbon sequestration for different management alternatives in sweet chestnut coppice in northern Spain. *Journal of Cleaner Production*, 135, 1161–1169. doi:10.1016/j.jclepro.2016.07.041
- R Core Team. (2019). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rameau, J.-C. (1999). Accrus, successions végétales et modèles de dynamique linéaire forestière. *Revue ingénieries*, (n° spécial 1999), 33–48. Available from: <http://www.set-revue.fr/sites/default/files/articles-eat/pdf/1999-PUB00007716.pdf>
- Reside, A. E., VanDerWal, J., & Moran, C. (2017). Trade-offs in carbon storage and biodiversity conservation under climate change reveal risk to endemic species. *Biological Conservation*, 207, 9–16. doi:10.1016/j.biocon.2017.01.004
- Rouvinen, S., & Kuuluvainen, T. (2005). Tree diameter distributions in natural and managed old *Pinus sylvestris*-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 208(1), 45–61. doi:10.1016/j.foreco.2004.11.021
- Sabatini, F. M., de Andrade, R. B., Paillet, Y., Ódor, P., Bouget, C., Campagnaro, T., Gosselin, F., Janssen, P., Mattioli, W., Nascimbene, J., Sitzia, T., Kuemmerle, T. & Burrascano, S., (2019). Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests. *Global Change Biology*, 25(2), 536–548. doi:10.1111/gcb.14503
- Schwenk, W. S., Donovan, T. M., Keeton, W. S., & Nunery, J. S. (2012). Carbon storage, timber production, and biodiversity: comparing ecosystem services with multi-criteria decision analysis. *Ecological Applications*, 22(5), 1612–1627. doi:10.1890/11-0864.1
- Staudhammer, C. L., & LeMay, V. M. (2001). Introduction and evaluation of possible indices of stand structural diversity. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(7), 1105–1115. doi:10.1139/x01-033
- Tomao, A., Bonet, J. A., Martínez de Aragón, J., & de-Miguel, S. (2017). Is silviculture able to enhance wild forest mushroom resources? Current knowledge and future perspectives. *Forest Ecology and Management*, 402, 102–114. doi:10.1016/j.foreco.2017.07.039
- Vallet, P., & Perot, T. (2018). Coupling transversal and longitudinal models to better predict *Quercus petraea* and *Pinus sylvestris* stand growth under climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 263, 258–266. doi:10.1016/j.agrformet.2018.08.021
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. New York, NY: Springer. <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4>
- Verkerk, P. J., Mavsar, R., Giergiczny, M., Lindner, M., Edwards, D., & Schelhaas, M. J. (2014). Assessing impacts of intensified biomass production and biodiversity protection on ecosystem services provided by European forests. *Ecosystem Services*, 9, 155–165. doi:10.1016/j.ecoser.2014.06.004
- Vourc'h, A., & Pelosse, V. (1983). Autour de la traque au sanglier en Cévennes lozériennes. Pratiques et discours de chasse (XIXe-XXe s.). *Le Monde alpin et rhodanien. Revue régionale d'ethnologie*, 11(1), 47–67. doi:10.3406/mar.1983.1198
- Wadsworth, F. H. (1997). Forest production for tropical America. *Agricultural Handbook*, 710, (p. 563), U.S. Department of Agriculture, Washington, DC Available from: https://data.fs.usda.gov/research/pubs/iitf/forprotropical_ah710.pdf

- Warnes, G. R., Bolker, B., Bonebakker, L., Gentleman, R., Liaw, W. H. A., Lumley, T., Maechler, M., Magnusson, A., Moeller, S., Schwartz, M. & Venables, B. (2019). *gplots: Various R Programming Tools for Plotting Data*. <https://CRAN.R-project.org/package=gplots>
- Wickham, H., François, R., Henry, L., & Müller, K. (2019). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Wickham, H., & Henry, L. (2019). *tidyr: Easily Tidy Data with “spread()” and “gather()” Functions*. <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>
- Wilson, K. L., Cantin, A., Ward, H. G. M., Newton, E. R., Mee, J. A., Varkey, D. A., Parkinson, E. A., & Post, J. R. (2016). Supply–demand equilibria and the size–number trade-off in spatially structured recreational fisheries. *Ecological Applications*, 26(4), 1086–1097. doi:10.1890/14-1771
- Zanne, A. E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D. A., Ilic, J., Jasen, S., Lewis, S. L., Miller, R. B., Swenson, N. G., Wiemann, M. C., & Chave, J. (2009). Global wood density database, Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12(4), 351-366. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x

Annexes

Annexe 1 : Fiche de définition des standards de l'Indice de Biodiversité Potentielle

FICHE DE DEFINITION IBP -		domaine méditerranéen étages méso et supraméditerranéen <small>(montagnard méditerranéen rattaché aux domaines atlantique et continental)</small>
Facteurs liés au peuplement et à la gestion forestière		score
A - Essences autochtones	<p>Compter les essences autochtones :</p> <ul style="list-style-type: none"> - dans la liste de genres suivante (sans distinction d'espèces) à restreindre aux essences autochtones de la région : Alisier, Cormier et Sorbier (= Sorbus) / Arbousier / Aulne / Bouleau / Charme / Charme houblon / Châtaignier / Chêne à feuilles caduques / Chêne à feuilles persistantes / Epicéa / Erable / Filaria (à larges feuilles) / Frêne / Hêtre / If / Mélèze / Merisier et Censier (=Prunus) / Micocoulier / Noyer (commun) / Olivier / Orme / Peuplier et Tremble / Pin / Poirier / Pommier / Sapin / Saule / Tilleul - arbre vivant h > 50 cm (quel que soit son stade de développement) ou arbre mort 	<p>0 : 0 ou 2 genres 2 : 3 genres 5 : 4 genres et +</p> <p>score plafonné à 2 si le couvert libre de l'ensemble des essences autochtones < 10 % de la surface décrite</p>
B - Structure verticale de la végétation	<p>Compter le nombre de strates, quelle que soit l'essence (autochtone ou non) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - parmi les 4 strates suivantes : <ul style="list-style-type: none"> . strate herbacée et semi-ligneuse . sur les ligneux, strate occupée par le feuillage bas (< 5 m) / intermédiaire (5 - 15 m) / haut (> 15 m) - 1 ligneux est compté dans toutes les strates occupées par son feuillage - ne compter que les strates couvrant au moins 20 % de la surface décrite 	<p>0 : 1 ou 2 strates 2 : 3 strates 5 : 4 strates</p>
C - Bois mort sur pied de grosse circonférence	<p>Compter le nombre de bois mort sur pied, quelle que soit l'essence (autochtone ou non) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - que ce soit des arbres morts, des chandelles ou des souches - hauteur ≥ 1 m et grosseur à 1,3 m : <ul style="list-style-type: none"> . cas général : C ≥ 90 cm (D ≥ 30 cm) . cas des stations peu à très peu fertiles et de l'étage subalpin (sauf pour les Pins) ou des essences n'atteignant jamais de très grosse dimension (Aulne blanc et A. de Corse, Arbousier, Erable à feuilles d'obier et E. de Montpellier, Poiriers, Pommier, Sorbiers autres qu'Alisier torminal et Cormier...) : C ≥ 45 cm (D ≥ 15 cm) 	<p>0 : < 1 pied/ha 2 : ≥ 1 et < 3 pieds/ha 5 : 3 pieds/ha et plus</p>
D - Bois mort au sol de grosse circonférence	<p>Compter le nombre de bois mort au sol, quelle que soit l'essence (autochtone ou non) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - longueur ≥ 1m et grosseur à 1 m du gros bout : <ul style="list-style-type: none"> . cas général : C ≥ 90 cm (D ≥ 30 cm) . cas des stations peu à très peu fertiles et de l'étage subalpin (sauf pour les Pins) ou des essences n'atteignant jamais de très grosse dimension (Aulne blanc et A. de Corse, Arbousier, Erable à feuilles d'obier et E. de Montpellier, Poiriers, Pommier, Sorbiers autres qu'Alisier torminal et Cormier...) : C ≥ 45 cm (D ≥ 15 cm) 	<p>0 : < 1 tronç/ha 2 : ≥ 1 et < 3 troncs/ha 5 : 3 troncs/ha et plus</p> <p>score plafonné à 2 si les bois morts plus petits sont absents</p>
E - Très gros bois vivants	<p>Compter le nombre de très gros bois, quelle que soit l'essence (autochtone ou non) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - grosseur à 1,3 m : <ul style="list-style-type: none"> . cas général : C ≥ 180 cm (D ≥ 60 cm) . cas des stations peu à très peu fertiles et de l'étage subalpin (sauf pour les Pins) ou des essences n'atteignant jamais de très grosse dimension (Aulne blanc et A. de Corse, Arbousier, Erable à feuilles d'obier et E. de Montpellier, Poiriers, Pommier, Sorbiers autres qu'Alisier torminal et Cormier...) : C ≥ 90 cm (D ≥ 30 cm) 	<p>0 : < 1 arbre/ha 2 : ≥ 1 et < 5 arbres/ha 5 : 5 arbres/ha et plus</p>
F - Arbres vivants porteurs de dendromicrohabitats	<p>Compter le nombre d'arbres vivants porteurs de dendromicrohabitats, quelle que soit l'essence (autochtone ou non), en utilisant la typologie ci-après :</p> <ul style="list-style-type: none"> - un arbre est compté plusieurs fois s'il porte des types de dendromicrohabitats différents - un arbre portant plusieurs dendromicrohabitats d'un même type n'est compté qu'une seule fois - compter au maximum 2 arbres/ha par type de dendromicrohabitats - liste des types de dendromicrohabitats : Cavité de pics (Ø ≥ 4 cm) / Cavité des contreforts racinaires (Ø ≥ 10 cm) / Plage de bois sans écorce (stade saproxylation 1, 2 ou 3 ; S > 600 cm² = A4) / Cavité évolutive à terreau, de tronc (Ø ≥ 10 cm) / Cavité évolutive à terreau, de pied (Ø ≥ 10 cm) / Cavité remplie d'eau (dendrotelme ; Ø ≥ 15 cm) / Fente profonde (largeur > 1 cm, profondeur > 10 cm et longueur ≥ 30 cm) ou écorce décollée formant un abri (décollement > 1 cm, largeur et hauteur > 10 cm) / Champignon polypore (pérenne ou annuel ; Ø ≥ 10 cm) / Coulée de sève fraîche (≥ 20 cm, sans résine) / Charpentière ou cime récemment brisée (Ø ≥ 20 cm et longueur ≥ 50 cm) / Bois mort dans le houppier (> 20 % vol. branches vivantes + mortes ou 1 branche morte Ø ≥ 20 cm et longueur ≥ 50 cm) / Liane (> 25 % surface du tronc ou du houppier) ou qui (> 25 % du houppier) 	<p>0 : < 1 arbre/ha 2 : ≥ 1 et < 6 arbres/ha 5 : 6 arbres/ha et plus</p>
G - Milieux ouverts	<p>Relever la surface occupée par les milieux ouverts :</p> <ul style="list-style-type: none"> - définis par la présence d'une végétation spécifique de milieu ouvert : plantes à fleurs et strate herbacée, floraison abondante sur ronce, genêt... - milieux ouverts permanents (pelouses...) ou temporaires (coupes...) - en additionnant le % de milieux ouverts par rapport à la surface décrite, des 3 cas suivants : <ul style="list-style-type: none"> . trouée ou clairière dans le peuplement décrit . lisière de chemin (traversant le peuplement décrit : compter 2 lisières ; en bordure : compter 1 lisière) ou lisière avec un espace ouvert (en bordure du peuplement décrit) : lande, pré, culture, trouée, clairière, peuplement ouvert ; surface calculée en prenant une largeur standard de 2 m (ex. : 35 m de lisière → 70 m²) . peuplement peu dense ou à feuillage clair, sans trouées nettement identifiables 	<p>0 : 0% 2 : < 1% ou > 5% 5 : 1 à 5%</p>

Facteurs liés au contexte, résultant de l'histoire ou des conditions stationnelles, mais pouvant être modifiés par l'activité forestière		score
H - Continuité temporelle de l'état boisé	<p>La continuité temporelle de l'état boisé sera évaluée en synthétisant différentes informations :</p> <ul style="list-style-type: none"> - au bureau : <ul style="list-style-type: none"> . observer la carte de l'état-major (1818-1866, www.geoportail.fr) qui localise les forêts anciennes . consulter d'éventuels documents historiques postérieurs à cette carte (document d'aménagement...) qui pourraient indiquer un défrichement ; - sur le terrain : <ul style="list-style-type: none"> . noter les signes de discontinuité temporelle (murette, terrasse...) qui confirme ou infirme les données de la carte de l'état-major . en zones défrichées, noter les éléments de continuité (très vieux arbres de verger ou de prébois, zone rocheuse restée boisée...) qui attestent d'une discontinuité seulement partielle (→ score 2) 	<p>0 : peuplement ne faisant pas partie d'une forêt ancienne ou ayant été totalement défriché</p> <p>2 : forêt ancienne probable (limite imprécise) ou ayant été défriché en partie</p> <p>5 : peuplement faisant nettement partie d'une forêt ancienne et <i>a priori</i> non défriché depuis</p>
I - Milieux aquatiques	<p>Compter les types de milieux aquatiques :</p> <ul style="list-style-type: none"> - dans la liste suivante : Source ou suintement / Ruissellet, fossé humide non entretenu ou petit canal (largeur < 1 m) / Petit cours d'eau (l de 1 à 8 m) / Rivière ou fleuve, estuaire ou delta (l > 8 m) / Bras mort / Lac ou plan d'eau profond / Etang, lagune ou plan d'eau peu profond / Mare ou autre petit point d'eau / Tourbière / Zone marécageuse - d'origine naturelle ou artificielle - permanents ou temporaires (mais présents en dehors des épisodes de crue) - situés à l'intérieur ou en bordure du peuplement décrit 	<p>0 : aucun type</p> <p>2 : 1 seul type</p> <p>5 : 2 types et plus</p>
J - Milieux rocheux	<p>Compter les types de milieux rocheux :</p> <ul style="list-style-type: none"> - dans la liste suivante : Falaise (de hauteur supérieure à celle du peuplement) / Dalle / Lapiaz ou grande diaclase fraîche / Grotte ou gouffre / Amoncellement de blocs stables (dont éboulis stable, tas de pierre, ruine, murette > 20 m) / Affleurement de banc de galets (hors lit mineur) / Eboulis instable / Chaos de blocs > 2 m / Rocher de hauteur inférieure à celle du peuplement (gros blocs > 20 cm, paroi ou corniche rocheuse, affleurement autre que dalle ou lapiaz) - ne compter un type que si sa surface cumulée > 20 m² - situés à l'intérieur ou en bordure du peuplement décrit 	<p>0 : aucun type</p> <p>2 : 1 seul type</p> <p>5 : 2 types et plus</p>

¹ Couvert libre = couvert des houppiers des arbres qui ont accès direct à la lumière

Annexe 2 : Fiche de relevé de l'Indice de Biodiversité potentielle

FICHE DE RELEVÉ IBP		relevé par <u>échantillonnage</u> (rubriques obligatoires en gras)	
		REFERENCES DU RELEVÉ	
		Nom du relevé :	
		Date :	
		Surf. placette (ha) :	
		Nom des observateurs :	
		Commentaire sur le relevé :	
		Affectation de la placette à un groupe (après traitement)	
		Nom :	
		Surface (ha) :	
		Type :	
CRITERES DE DIAGNOSTIC IBP			
Version IBP :		Fertilité : fertile à moy. fertile / peu ou très peu fertile	
Domaine : atlantique / continental / méditerranéen / htes montagnes		Etage : planitiaire et coll. / montagnard / subalpin / supra ou mésoméditerranéen	
Facteurs liés au peuplement et à la gestion forestière			
RELEVÉ IBP v2.7 AC - voir Fiche de définition IBP	A	Essences autochtones	Liste des autochtones (plafonnée à 5 essences) : Couvert libre de l'ensemble des autochtones en % = Liste des exotiques (non utilisées pour le calcul de l'IBP) :
	B	Structure verticale végétation	Couvert strates en % : herb. + semi-ligneux = feuillage bas = feuillage intermédiaire = feuillage haut =
	C	Bois mort sur pied de grosse circonférence (BMP)	Nombre de BMP (non plafonné) =
	D	Bois mort au sol de grosse circonférence (BMS)	Nombre de BMS (non plafonné) = Présence de petits bois morts au sol : oui / non
	E	Très gros bois vivants (TGB)	Nombre de TGB (non plafonné) =
	F	Arbres vivants porteurs de microhabitats (mh)	Nombre de microhabitats (non plafonné) : Cavité de pics = Fente ou écorce décollée = Cavité de pied à fond dur = Champignon = Bois non carié = Coulée de sève (résine exclue) = Cavité à terreau ou bois carié, tronc = Charpentière ou cime brisée (d>20 cm) = Cavité à terreau ou bois carié, pied = Bois mort dans houppier (>20% ou d>20) = Cavité remplie d'eau = Lianes et gui (>1/3) =
	G	Milieux ouverts	PC - peuplement clair à végétation de milieu ouvert (pas de trouées nettes) : % = En dehors des zones de peuplement clair (identifiées précédemment) : T - surf. trouées (< 1,5 Ho) en m ² = L - long. lisières en m =
Facteurs liés au contexte, résultant de l'histoire ou des conditions stationnelles, mais pouvant être modifiés par l'activité forestière			
H	Continuité temporelle de l'état boisé	Signes de discontinuité temporelle (murette, terrasse...) :	
I	Milieux aquatiques (d'origine naturelle ou artificielle)	Liste (plafonné à 2 types / relevé) : Sources / Ruisselets, fossés humides non entretenus et petits canaux (largeur < 1 m) / Petits cours d'eau (l de 1 à 8 m) / Rivières et fleuves (l > 8 m) / Bras mort / Lacs (plans d'eau profonds) / Etangs (plans d'eau peu profonds) / Mares (autres petits points d'eau) / Tourbières / Zones marécageuses	
J	Milieux rocheux (surface > 20 m ²)	Liste (plafonné à 2 types / relevé) : Falaise / Dalle / Lapiatz (et grandes diaclases fraîches) / Grotte gouffre / Amoncellement de blocs stables (dont tas de pierre, murette > 20 m, ruine) / Affleurement de bancs de galets / Eboulis instable / Chaos de blocs > 2 m / Rochers (de hauteur inférieure à celle du peuplement : gros blocs > 20 cm, paroi ou comiche rocheuse, affleurements autres que dalle ou lapiatz)	

Annexe 3 : Calcul de l'Indice de Biodiversité Potentielle dans le cas des relever par placette

A : Essences autochtones	* Faire la liste complète des essences trouvées sur les placettes, puis déterminer la valeur (0 2 5) en fonction des seuils. Additionner la surface du couvert libre de l'ensemble des essences autochtones de chaque placette et plafonner la valeur à 2 si ce couvert libre total est <1/10 (10%) de la surface totale des placettes.
B : Structure verticale de la végétation	* Faire la liste complète des strates trouvées sur les placettes. Additionner la surface occupée par chaque strate dans chaque placette et ne compter une strate que si elle occupe au moins 1/10 (10%) de la surface totale des placettes. Déterminer la valeur (0 2 5) en fonction des seuils.
C : Bois morts sur pied de «grosse» circonférence	* Faire la moyenne du nombre de tiges dans le groupe de placettes, puis la ramener à l'hectare et déterminer la valeur (0 2 5) en fonction des seuils.
D : Bois morts au sol de « grosse » circonférence	* Faire la moyenne du nombre de troncs dans le groupe de placettes, puis la ramener à l'hectare et déterminer la valeur (0 2 5) en fonction des seuils, cette valeur étant plafonnée à 2 si la surface des placettes ayant du petit bois mort au sol est < 25% de la surface totale des placettes.
E : Densité des très gros bois vivant	* Faire la moyenne du nombre d'arbres dans le groupe de placettes, puis la ramener à l'hectare et déterminer la valeur (0 2 5) en fonction des seuils.
F : Densité des arbres vivants porteurs de microhabitats	* Faire la moyenne des microhabitats par type dans le groupe de placettes, puis ramener les valeurs à l'ha ; plafonner cette valeur moyenne à l'ha à 2 microhabitats / type / ha. * Additionner le nombre de microhabitats / ha des différents types dans le groupe de placettes, puis déterminer la valeur (0 2 5) en fonction des seuils.
G : Présence de milieu ouvert	* Calculer la somme des surfaces de peuplements clairs (s PC), la somme des surfaces de trouées (s T) et la somme des longueurs de lisières que l'on convertit en surface avec une largeur standard de 2 m (s L). * Additionner les trois surfaces (s PC + s T + s L) puis calculer leur % par rapport à la surface totale des placettes ; déterminer la valeur (0 2 5) en fonction des seuils.
H : Continuité temporelle de l'état boisée	* Si les valeurs des placettes sont différentes, attribuer la valeur 2 (car on est alors en présence d'un peuplement partiellement défriché et boisé). Sinon, attribuer la valeur commune.
I : Diversité des milieux aquatiques	* Faire la liste complète des types de milieux aquatiques trouvés sur les placettes et sur le relevé « hors placettes » du groupe puis déterminer la valeur (0 2 5) en fonction des seuils.
J : Diversité des milieux rocheux	* Faire la liste complète des types de milieux rocheux trouvés sur les placettes et sur le relevé « hors placettes » du groupe puis déterminer la valeur (0 2 5) en fonction des seuils.

Annexe 4 : Résultat du modèle de biodiversité herbacée

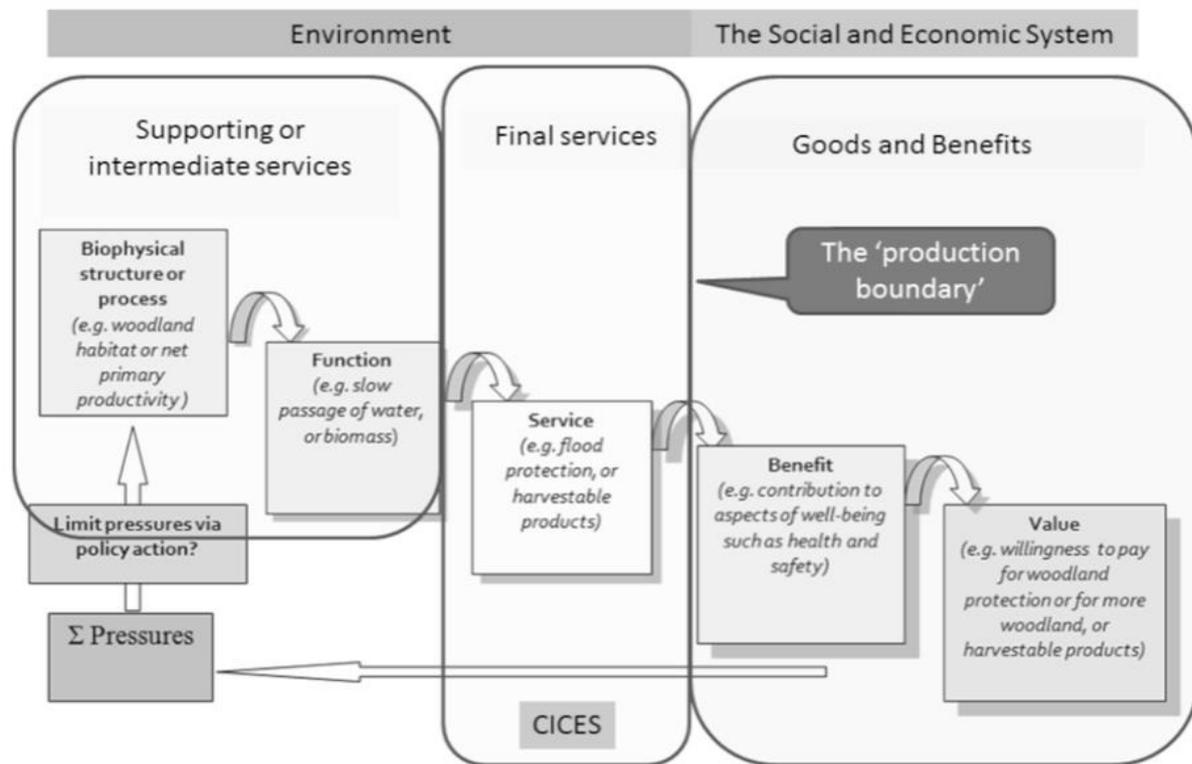
Le modèle de biodiversité herbacée suit une régression linéaire dont la forme est la suivante (avec D_g le diamètre quadratique moyen, G la surface terrière du peuplement, Altitude, l'altitude de la placette, Pente_max, la pente maximale sur la placette et essence, l'essence principale du peuplement) :

Indice de Shannon ~ (D_g + G + Altitude + Pente_max + essence)

	<i>Estimation</i>	<i>Erreur standard</i>	<i>P-value</i>
<i>Intercept</i>	2,9496024	0,2275648	< 2e-16 ***
<i>D_g</i>	0,0249458	0,0052436	2,98e-06 ***
<i>G</i>	-0,0087968	0,0028864	0,00250 **
<i>Altitude</i>	-0,0007848	0,0002446	0,00147 **
<i>Pente_max</i>	0,0083345	0,0025919	0,00143 **
<i>Essence_pin</i>	-0,2229985	0,1173366	0,05827
<i>Essence_chêne</i>	0,2394772	0,1204311	0,04761 *

Ce modèle explique 13,43% de la variabilité de l'Indice de Shannon calculé sur les herbacées.

Annexe 5 : Illustration du principe de cascade du CICES, d'après Potschin and Haines-Young (2011).



Potschin, M. & Haines-Young, R. (2011). Ecosystem Services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 575-594. Doi:10.1177/0309133311423172

	Diplôme : Ingénieur Agronome Spécialité : Génie de l'Environnement (GE) Spécialisation / option : Préservation et Aménagement des Milieux – Écologie Quantitative Enseignant référent : Jacques Haury
Auteur(s) : Théo Damasio	Organisme d'accueil : IRSTEA
Date de naissance* : 30/06/1995	Adresse : IRSTEA, 2 rue de la papeterie, Saint-Martin-d'Hères
Nb pages : 48 Annexe(s) : 4	Maître de stage : Benoît Courbaud et Partick Vallet
Année de soutenance : 2019	
<p>Évaluation et scénarisation des services écosystémiques des forêts Cévenoles dans le cadre de projets de filières bois locales</p> <p>Evaluation and simulation of Cévenoles forest ecosystem services for the development of local wood sector projects</p>	
<p>Résumé : Dans la vallée du Galeizon et à Saint-Roman-de-Codières, des filières bois locales voient le jour dans un contexte de dépérissement des châtaigniers (<i>Castanea sativa</i>) Cévenols à cause de conditions stationnelles non optimales et la prolifération de maladies. Le but de l'étude est de modéliser les services écosystémiques des principales forêts des territoires comprenant les essences de Châtaignier, Pin maritime (<i>Pinus pinaster</i>) et Chênes vert (<i>Quercus ilex</i>). Le second objectif est d'évaluer l'effet de projets de filières bois selon trois scénarios de gestion sylvicole. Un premier correspondant aux projets actuels, un second où ces projets sont amplifiés 4 fois et un dernier sans sylviculture. Les services étudiés, de disponibilité de bois, de régulation climatique, de biodiversité, de récréation et de fourniture de sangliers sont modélisés grâce aux données de l'Inventaire Forestier National et de la fédération départementale des chasseurs du Gard. Dans tous les modèles, les essences forestières principales des peuplements expliquent significativement les indicateurs de services écosystémiques. La surface terrière et le diamètre quadratique moyen des peuplements expliquent significativement 3 des 5 services étudiés. Ces derniers résultats ont permis de développer des scénarios sylvicoles à 1 an qui montrent que la sylviculture réduit faiblement les services écosystémiques. Cette étude indique que les projets de filières bois visant à valoriser une ressource dépérissante (i.e. les châtaigniers) semblent écologiquement soutenables.</p>	
<p>Abstract: In Galeizon valley and at Saint-Roman-de-Codières, projects of local wood sector emerge in a context of chestnut tree (<i>Castanea sativa</i>) forest decay. This decline is due to the non-optimal ecological niches and diseases that affect chestnut trees. The aim of this study is to model ecosystem services of main forest stands in the study area that include chestnut tree, maritime pine (<i>Pinus pinaster</i>) and holm oak (<i>Quercus ilex</i>) forests. The second purpose is to evaluate the effect of establishment of local wood sector according to 3 scenarios, one in adequacy with initials projects, another where productions are multiplied by 4 and the last one, without silviculture. Models about wood availability, climate regulation, biodiversity, recreation and wild boar provisioning uses data from the National Forest Inventory (NFI) and from hunting countings in Gard. Every model predicts the ecosystem service indicators with the stand principal tree species. The basal area and the mean quadratic diameter of stands explain significantly 3 over 5 ecosystem service indicators. With those results, we developed silvicultural scenarios over 1 year, which show that silviculture reduces only slightly the provision of ecosystem services. This study enables to say that planned local wood sectors with the aim of valuing a perishing resource (i.e. chestnut tree) seem to be ecologically sustainable.</p>	
Mots-clés : Services écosystémiques, Forêt cévenole, Modélisation, Scénario, Indicateur	
Key Words: Ecosystem services, Cévenole forest, modeling, scenario, Indicator	

