



Août
2021

LIVRABLE

3.2A

Fonctions de lien pour le calcul
des services écosystémiques

Vanneck NZETA KENNE

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Énergie



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

INRAE



2018-2019

MASTER AETPF

Agrosciences, Environnement, Territoire, Paysage, Forêt

GCRE

Gestion Conservatoire et Restauration des Ecosystèmes

**EVALUATION SPATIALISEE DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES
FORESTIERS DU PARC NATUREL REGIONAL DU MASSIF DES
BAUGES**

Vanneck NZETA KENNE

Encadré par : Jean-Mathieu MONNET

&

Patrick VALLET

Enseignant référent : Sandrine CHAUCHARD, Maitre de conférences, Université de Lorraine.

Structure d'accueil : IRSTEA : L'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes maitres de stage Jean-Matthieu MONNET et Patrick VALLET pour m'avoir fait confiance et donné l'opportunité d'effectuer ce travail et pour leur disponibilité permanente. Je remercie Patrick pour tout ce qu'il m'a appris en modélisation statistique.

Je remercie Emilie CROUZAT pour sa grande contribution, ses conseils sur les aspects des méthodes d'analyse de mes résultats. Je remercie Thomas CORDONNIER pour les leçons sur l'analyse temporelle, Adrien BROUSTAL, Raphael AUSSENAC pour les séances de débriefing sur certaines fonctions de R studio.

Je tiens enfin à remercier la promotion de stagiaires avec qui j'ai passé ces 6 mois de bonne ambiance et de bonne humeur. Particulièrement Margot TRINQUIER, Camille GUILLOTEAU, Rémi GIROUD et Enfin Théo DAMASIO un ami fidèle avec qui j'ai surmonté les épreuves les plus difficiles rencontrés sur ce projet. C'est mon second ce mec.

Liste des Tableaux

Tableau 1: Récapitulatif des différents services écosystémiques et leurs indicateurs.....	9
Tableau 2: Paramètres statistiques du modèle du volume des feuillus (cf. Eq4)	9
Tableau 3: Paramètres statistiques du modèle du volume des résineux (cf. Eq5).....	9
Tableau 4: Paramètres statistiques du modèle du taux de couvert (cf. Eq13).....	11
Tableau 5: Valeurs moyennes de G, Dg, N et L en fonction des forêts de protection	14
Tableau 6: Paramètres statistiques du modèle de la biodiversité (Shannon herbacée) (cf. Eq13)	14
Tableau 7: Les résultats du non permanence intensity du non permanence times	15
Tableau 8: Résultats de l'analyse des tests de comparaisons multiples entre clusters.	18

Liste des figures

Figure 1: Graphes des résidus (lm) et résidus standards (gnls) en fonction des valeurs prédites de deux modèles de volume de feuillus.	10
Figure 2: Carte et distribution du volume de bois sur pied (m^3/ha) du PNR des Bauges.....	10
Figure 3: Carte et graphe de distribution du stock de carbone sur pied (t/ha) du PNR des Bauges	11
Figure 4: Distribution des pertes en sols ($t/ha/an$) potentielle et réelle du PNR des Bauges.....	11
Figure 5: Carte des pertes en sols ($t/ha/an$) du PNR des Bauges.....	12
Figure 6: Carte des forêts de protection contre les chutes de pierres d'1 m^3 de volume.....	13
Figure 7: Distribution des valeurs dendrométriques par type de forêt de protection	13
Figure 8: Carte et distribution de l'indice de régulation contre les avalanches du PNR des Bauges	14
Figure 9: Carte et graphe de distribution de l'indice de Shannon du PNR des Bauges.....	15
Figure 10: Evolution temporelle du stock de bois pour trois scénarios sylvicoles.....	15
Figure 11: Matrice de corrélation entre différents services écosystémiques du PNR des Bauges	16
Figure 12: Carte des clusters et graphe de distributions des parcelles par Cluster du PNR des Bauges	17
Figure 13: Diagramme de répartition des services écosystèmes par cluster	17
Figure 14: Distribution des valeurs des variables dendrométriques et environnementales par cluster .	18

Table des matières

Résumé.....	iv
Abstract.....	iv
I. Introduction.....	1
II. Matériels et méthodes.....	4
1. Description de la zone d'étude.....	4
2. Sources, collecte et description des données.....	4
a. Les données IFN (Inventaire Forestier National).....	4
b. Base de données PROTEST.....	4
c. Les données de l'agence European Soil Data Center (ESDC).....	4
d. Les données topographiques.....	4
e. Les données sur les forêts de protection.....	4
3. Calcul des services écosystémiques à l'échelle de la parcelle.....	5
a. Evaluation de la production du bois.....	5
b. Evaluation du stock de carbone.....	6
c. Evaluation de la protection des chutes de pierres.....	6
d. Evaluation de la prévention des avalanches.....	6
e. Evaluation de la régulation de l'érosion des sols.....	7
f. Forêts et biodiversité.....	7
4. Standardisation des valeurs de services écosystémiques.....	8
5. Analyse multi services écosystémiques.....	8
6. Evaluation temporelle du service écosystémique de production du bois.....	8
III. RESULTATS.....	8
1. Les différents services écosystémiques.....	9
2. Sorties des modèles, cartes et distribution de valeurs des différents SE.....	9
a. Production du bois et régulation du climat.....	9
b. Régulation de l'érosion.....	11
c. Régulation de la chute des pierres.....	12
d. Régulation des avalanches.....	14
e. Forêts et biodiversité (Richesse herbacée).....	14
3. Evaluation temporelle du service de production de bois.....	15
4. Evaluation multiservice.....	16
a. Analyse des corrélations entre SE.....	16
b. Analyse des clusters ou groupes homogènes des SE.....	16
IV. Discussion.....	18
V. Conclusion et perspectives.....	22
Références bibliographiques.....	23
Annexes.....	A

Résumé

Les forêts de montagne sont aujourd'hui menacées par le changement climatique et des risques sanitaires. La gestion de la production du bois doit se faire durablement afin de tenir compte les autres services que peuvent procurer ces forêts. Dans ce travail, nous essayons d'adapter à l'échelle d'un massif forestier, des méthodes d'évaluation de services écosystémiques. Pour se faire, les indicateurs de services écosystémiques forestiers développés nous ont permis, grâce à la modélisation de quantifier à l'échelle du PNR du massif des Bauges une moyenne de 230 m³/ha de bois sur pied et déduit de ce volume le stockage de carbone aérien. La répartition de la ressource ligneuse et le stockage de carbone ne sont pas uniformes sur tout le territoire. Ils varient avec les conditions environnementales. Des modèles empiriques ont permis d'évaluer les services de régulation des aléas naturels. Le modèle USLE a permis de calculer les pertes en sols afin de conclure du rôle majeur que les forêts jouent sur le PNR du Massif des Bauges. Les modèles ORPI et API ayant servi à évaluer respectivement la régulation des chutes de pierres et des avalanches ont permis de montrer que les forêts des Bauges offrent au territoire un bon état de protection. L'indice de Shannon a permis de mesurer la richesse floristique des herbacées.

Mots clés : Services écosystémiques forestiers, USLE, ORPI, API, indice de Shannon.

Abstract

Mountain forests are now threatened by climate change and health risks. The management of wood production must already be sustainable in order to take into account the other services that these forests can provide. In this work, we try to adapt methods for valuing ecosystem services to the scale of a forest massif. To do this, the indicators of forest ecosystem services developed have enabled us, thanks to modelling, to quantify an average of 220 m³/ha of standing timber at the scale of the regional natural park of the Bauges Massif and deduce from this volume the storage of aboveground carbon. The distribution of wood resources and carbon storage are not uniform throughout the territory. They vary with environmental conditions. Empirical models have been used to evaluate natural hazard regulation services. The universal soil loss equation was used to calculate soil losses in order to conclude on the major role that forests play in the regional natural park of the Bauges Massif. The ORPI and API models used to assess the regulation of rockfall and avalanches respectively showed that the forests of the Bauges offer the territory a good state of protection. The Shannon index has made it possible to measure the floral richness of herbaceous plants.

Keywords: Ecosystem services, USLE, ORPI, API, Shannon index.

I. Introduction

Des multiples menaces pèsent sur la planète et ses ressources. C'est le cas du changement climatique qui crée un dérèglement du fonctionnement des écosystèmes (Lebourgeois et Granier 1956). Ce changement climatique affecte les écosystèmes forestiers. Les écosystèmes forestiers de montagne en particulier, sont ceux que le changement climatique impactera le plus (Charles 2016). Selon un rapport d'étude de l'UICN, les températures augmentent plus rapidement en zones montagneuses tempérées que dans les zones montagneuses des régions tropicales.

Les questions liées à la transition énergétique dans le monde comme en France mettent en avant d'autres sources d'énergie que l'éolien ou l'hydraulique. La ressource ligneuse aujourd'hui très appréciée à cause de son caractère dit renouvelable, s'avère être elle aussi une source d'énergie alternative aux énergies non renouvelables notamment l'énergie fossile déjà en baisse de stock (Multon et al. 2004). Très connues pour leur fonction de production de bois, les forêts vont jouer un autre rôle très capital pour la planète, celui de la régulation du climat en fixant le CO₂ au regard des problématiques liées au réchauffement climatique. Les forêts de montagne constituent plus d'un quart de la ressource forestière métropolitaine (Morneau, Duprez, et Hervé 2008). La mobilisation de la ressource forestière, couvrant un tiers du territoire métropolitain (Morneau, Duprez, et Hervé 2008) est un enjeu majeur et doit être au mieux planifiée, dans une optique durable. La forêt n'a pas que cette fonction de production, elle est valorisée pour des multiples autres services (Guitet 2015), qui doivent être pris en compte dans la planification. En effet, les forêts fournissent une multitude de services écosystémiques (SE) à la société (Gertrudix, Montero, et Rio 2012), et les loisirs qu'elles procurent sont devenus un service important (Filyushkina et al. 2017). L'utilisation du terme « service écosystémique » ne date pas d'une période très ancienne. C'est dans les années 1970 que cette notion va être reconnue dans le monde de la recherche scientifique. Malgré les efforts et les nombreux travaux engagés depuis le début du siècle actuel, dans le but de formaliser le lien entre nature et bien être de l'Homme, les difficultés se présentent quand il s'agit de la prise de décision publique à partir des résultats issus des travaux d'évaluations des SE. Le contexte d'utilisation du terme services écosystémiques est assez divergeant dans le monde de la science et des efforts sont faits pour obtenir des définitions communes (Vannier et al. 2017; Cordonnier et al. 2014). Les services écosystémiques ont été décrits comme un lien entre des structures et des processus écologiques créés ou produits par l'organisme vivant (faune et flore) et les avantages que les gens en retirent finalement (Crouzat, 2014.; Haines-Young et Potschin, 2018.; Walter et al. 2015).

Dans les régions à fortes pentes, les événements pluviaux assez importants rendent le sol vulnérable aux risques naturels. Dans certains cas, ces pluies créent des éboulements de terrain parfois très dangereux pour les Hommes et leurs ressources installés en bas des versants. La présence d'un couvert végétal pourrait donc ainsi être un moyen efficace pour prévenir de tels risques. C'est dans cet ordre d'idées que de nombreuses études tentent de montrer le rôle de la forêt comme agent de lutte contre l'érosion dans la mesure où elle réduit l'énergie de l'érosion pluviale (Rey et al. 2004; Crouzat 2015; Milodowski, Mudd, et Mitchard 2015). Les forêts plus denses jouent un rôle plus important (Rey et al. 2004).

Certaines forêts sont réputées pour leur rôle de protection contre les aléas naturels tels que les avalanches et les chutes de pierres (Cordonnier et al. 2014; Stokes et al. 2005). En régions montagneuses, de tels risques sont fréquents et engendrent de conséquences néfastes pour l'Homme. Les forêts de montagnes vont constituer une barrière contre la chute des pierres (Dupire et al. 2016). Ce rôle de protection sera d'autant plus important que le peuplement présentera certaines caractéristiques telles que la grosseur des arbres, la densité et la surface terrière élevées (Brang et al. 2006; Dupire et al. 2016).

La forêt peut aussi jouer un rôle de régulation de la qualité d'eau (Rey et al. 2004). La qualité des eaux est dégradée avec les occupations agricoles des sols. Dans les zones à forte pente, le problème s'accroît avec le lessivage des éléments polluants vers les eaux de surface (Benrabah et al. 2013). La présence de la forêt est toujours nécessaire, sachant que cette dernière a la capacité de retenir des quantités importantes de nitrates du sol et de limiter leur lessivage (Benoît et Fizaine 1999). En plus d'être régulateur d'aléas naturels ou de procurer de l'eau plus ou moins saine, certaines forêts hébergent une importante richesse et présentent une structuration de ses peuplements qui leur offre un caractère attractif.

Les forêts constituent des espaces naturels pour les activités récréatives (Abildtrup et al. 2013; Termansen, McClean, et Jensen 2013). De plus, toutes les forêts ne sont pas attractives, ou ne le sont pas au même degré. Plusieurs facteurs permettent de juger de la récréativité d'une forêt. Premièrement, ses caractéristiques propres comme par exemple la densité en arbres, la diversité arborée. Deuxièmement, la richesse faunistique qu'elle abrite et enfin des éléments externes comme l'accessibilité (Abildtrup et al. 2013). On a vu jusqu'à présent que les écosystèmes forestiers se présentent comme des milieux fournissant des biens et services à l'Homme. Ce dernier n'est pas le seul bénéficiaire des écosystèmes forestiers.

En ce qui concerne la biodiversité, les enjeux de la préservation d'espaces naturels et d'habitats favorables font qu'aujourd'hui certains milieux sont voués à être maintenus dans leur état actuel. Par exemple, on estime que la simple présence d'une forêt dans un paysage augmente l'hétérogénéité paysagère et favorise la présence d'espèces des chiroptères (espèces protégées sur le territoire national) (Larrieu et Gonin 2008). La présence de grands arbres au sein d'un peuplement forestier constituerait des niches de micro habitats (Larrieu et Cabanettes 2012; Vuidot et al. 2011). Sous l'étage arboré, une flore remarquable peut exister. Le microclimat du sous étage arboré peut créer des conditions adaptées pour la prolifération de certaines espèces floristiques (Ozenda 2002).

Malgré les menaces liées au changement climatique sur les écosystèmes forestiers en général, les forêts de montagnes en particulier sont des écosystèmes détenant un fort potentiel en termes de SE. Cependant, les écosystèmes de montagnes présentent une contrainte d'accessibilité, limitant l'accès des forêts qu'ils abritent (Ladier, Rey, et Dreyfus 2012). Au dépit de cette contrainte naturelle qui limite l'exploitation forestière, l'évaluation en termes de services et bien fournis est nécessaire (Oszwald et al. 2014).

La production du bois est généralement estimée par les techniques de cubage pour le calcul du volume sur pied (Gertrudix, Montero, et Rio 2012). Le stock de carbone séquestré est dans la plupart des cas déduit de ce volume (Gertrudix, Montero, et Rio 2012). Si l'évaluation le SE de production du bois de la forêt part d'un indicateur direct, ce n'est toujours pas le cas pour les autres services écosystémiques. Mais, partir des indicateurs biophysiques (comme par exemple les isotopes, la matière organique, la capacité d'échange cationique) mesurés sur le terrain, s'avère être l'approche la plus fiable (Oszwald et al. 2014).

La mesure des isotopes carbone azote permet d'indiquer l'action anti-érosion de la végétation (Meusburger et al. 2013). Sabir, Barthes, et Roose 2004 vont plutôt tenter d'indiquer ce service en mesurant la teneur en matière organique des 10 premiers centimètres d'un sol. Rajan et al. 2010 vont soutenir cette approche en affirmant que la matière organique du sol est l'indicateur le plus fiable pour évaluer le risque d'érosion d'un sol. Milodowski, Mudd, et Mitchard 2015 vont tenter de mesurer le rôle de la forêt contre l'érosion par une approche par télédétection. Ils montrent que l'érosion contrôle la présence de la biomasse aérienne (obtenue par photo aérienne) d'une forêt, c'est effet « bottom-up ».

Selon Walter et al. 2015; Saad, Koellner, et Margni 2013, la capacité d'échange cationique (CEC), la teneur en Carbone du sol, la minéralisation potentielle du carbone ou de l'azote, la biomasse microbienne, l'activité microbienne hétérotrophe sont des indicateurs parfaits de la qualité des eaux.

Les méthodes d'évaluation des risques naturels comme la chute des blocs en régions de montagne ne sont pas harmonisées (Dupire et al 2016) et sont pour la plupart basées sur les modèles numériques 3D (Kajdiž, Diaci, et Rebernik 2015). Les mêmes méthodes sont sollicitées dans le cadre d'évaluation de régulation des avalanches.

Les techniques d'évaluation des services écosystémiques semblent être bien documentées (Guitet 2015). En outre, l'application de ces différentes méthodes va dépendre de l'échelle d'évaluation à laquelle on se situe.

Pour beaucoup de services écosystémiques, les évaluations sont faites tout en comparant les différentes occupations de sols entre elles (échelle CLC), c'est le cas des travaux de thèse de (Bernetti, Chirici, et Sacchelli 2019; Crouzat, 2014). Considérer le bassin versant comme l'échelle d'évaluation quand il s'agira d'estimer l'impact de la forêt sur la qualité des eaux et sur l'érosion. Cela s'illustre dans les travaux de (Sabir, Barthes, et Roose 2004) qui utilisent l'infiltrabilité des sols et sa stabilité comme indicateurs de l'état de l'érosion des sols.

Par ailleurs, l'échelle de l'évaluation n'est pas la même en fonction des services (Roces-Diaz et al. 2018). La dimension spatio-temporelle est un facteur très important dans l'étude des processus écologiques (Lucas-Borja et al. 2016). Brang et al. 2006 pense que la distribution d'un service écosystémique ne sera pas homogène selon que les échelles de temps et d'espace varient. Sabatini et al. 2019 explique que la richesse de la biodiversité faunistique corrèle fortement avec le stock de carbone lorsque celle-ci est étudiée à l'échelle biogéographique.

Crouzat 2015; Bennett, Peterson, et Gordon 2009 montrent que pour tout milieu, il existe une multitude des services écosystémiques avec des compromis et des synergies. Roces-Diaz et al. 2018 montre une synergie entre séquestration du carbone et production du bois, érosion, production, valeur récréative et régulation de l'érosion. Le réchauffement climatique nous alerte sur la nécessité de planifier la gestion forestière sous un long terme et de prendre en compte ses conséquences sur la croissance des arbres, et plus encore l'évolution des services écosystémiques. Thom et al. 2019 illustre cela dans leurs travaux en montrant l'impact d'une augmentation de température et de précipitations sur l'évolution des services écosystémiques qu'ils étudient. Les forêts de montagnes étant plus sensibles au réchauffement climatique, il sera donc plus bénéfique d'élaborer les politiques d'aménagements forestières sur le court et le long terme selon.

Roces-Diaz et al. 2018 évalue les différences de fourniture de SE des châtaigneraies. Notre étude s'inscrit dans un contexte d'évaluation semblable au leur, en ce sens où ils expriment les indicateurs de SE en fonction des caractéristiques dendrométriques. Semblablement aux travaux sus-cités, de nombreuses études se sont focalisées à étudier des services écosystémiques entre différentes occupations des sols. Or, si on cherche à faire une évaluation territoriale d'une même ressource, il est important d'affiner son échelle d'évaluation afin de montrer les différences entre unités de gestion.

Des efforts sont actuellement déjà engagés sur le territoire d'étude (PNR du Massif des Bauges) dans le cadre du projet PROTEST, pour tenter d'évaluer la ressource forestière. Dans ce travail, nous cherchons à montrer comment à l'échelle de ce territoire on peut évaluer les services écosystémiques forestiers à partir des caractéristiques dendrométriques des peuplements d'un massif forestier. Notre objectif est d'élaborer des méthodes de calcul des différents services écosystémiques forestiers du PNR du Massif des Bauges, à partir d'indicateurs forestiers susceptibles de réagir à une dynamique sylvicole. C'est-à-dire que pour un quelconque indicateur choisi, la gestion forestière appliquée à un peuplement devra faire varier sa valeur.

II. Matériels et méthodes

1. Description de la zone d'étude

Le massif des Bauges est un territoire montagneux calcaire des Préalpes françaises du nord. Dans le sud-est de la France, en nouvelle région Auvergne-Rhône-Alpes, il se situe à cheval sur les départements de la Savoie et de la Haute Savoie et culmine à plus de 2 200 mètres d'altitude.

Le site d'étude est le PNR du massif des Bauges. Il couvre une superficie une de 88 400 ha. Il regroupe actuellement 61 communes dans leur totalité ainsi que 3 autres communes, en partie (Direction de l'information légale et administrative 2008). Les occupations des terres par les forêts sont importantes et constituent environ 59% de sa superficie. Elles sont constituées de peuplements feuillus avec pour essence principale le hêtre et des peuplements résineux avec pour essences principales le sapin et l'épicéa. Plus de la moitié appartient au domaine privé.

Reconnu par l'UNESCO, le PNR des bauges possède le label international « Géopark », ce qui fait reconnaître la richesse géologique de son territoire ainsi que sa mise en valeur. Il possède une réserve de chasse et de faune sauvage, une réserve naturelle, 4 sites Natura 2000, plusieurs ZNIEFF (Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique).

2. Sources, collecte et description des données

Cette étude a mobilisé plusieurs sources notamment les bases de données issues de différents organismes.

a. Les données IFN (Inventaire Forestier National)

Les inventaires forestiers sont réalisés suite à un échantillonnage systématique sur des placettes temporaires. Pour rappeler le protocole utilisé par l'IFN, les inventaires se font chaque année sur les un dixième des 70000 placettes environ qui existent. Celles-ci sont échantillonnées sur une grille de pas (1km*2km). Les mesures dendrométriques sont faites sur des arbres par trois classes de diamètres [23.5 - 70.5], [70.6 - 117.5], [117.6 - +∞] [respectivement dans des cercles concentriques de rayon 6m, 9m et 15m (Vallet et Perot 2018). Durant ces inventaires, de nombreux autres relevés sont effectués portant sur le couvert herbacé, la géologie, le sol, la topographie, etc.

b. Base de données PROTEST

Il s'agit des données raster au pas de 25 m, obtenues par modélisation LIDAR dans le cadre du projet PROTEST (PROspective TERRitoire SpaTialisée). Elles regroupent les données sur la surface terrière en m²/ha selon qu'il s'agit des feuillus ou des résineux, la densité en nombres de tiges d'arbres/ha, le diamètre moyen en cm.

c. Les données de l'agence European Soil Data Center (ESDC)

Les données fournies par cet organisme sont constitués des Raster pas de 100 m pour les différents facteurs de l'équation universelle des pertes en sols (USLE).

d. Les données topographiques

Les données sur le relief sont issues principalement du lidar localisé sur le PNR du massif. Le MNT extrait nous a fourni les valeurs moyennes de la pente en degré et l'altitude en m.

e. Les données sur les forêts de protection

La carte (raster de pas 25 m) des forêts de protection est issue des travaux de (S Dupire, 2014). Il s'agit des longueurs de forêts en m pour lesquelles l'auteur estime qu'elles joueraient potentiellement un rôle de protection en fonction de la présence d'enjeux socio-économiques.

La longueur de forêt par définition est la distance couverte par la forêt selon la présence d'enjeux socio-économiques, parcourue par un bloc qui tombe de sa zone de départ à sa zone d'arrivée influencée par le relief.

3. Calcul des services écosystémiques à l'échelle de la parcelle

Dans cette partie du travail, nous allons présenter les étapes qui nous ont permis de calculer nos différents SE. Après une recherche bibliographique importante, on a recensé un nombre d'indicateurs de SE ayant servi à l'évaluation.

Pour calculer les services écosystémiques du PNR, la carte du massif était nécessaire. Grâce à un algorithme développé au sein du laboratoire d'accueil, le territoire du parc a été découpé en petites parcelles d'une superficie de 3ha. Ce maillage est fondé sur la recherche d'un compromis entre représentativité du peuplement et facilitation technique au logiciel SIMMEM pour simuler la croissance des peuplements. Grâce au logiciel R-studio et avec comme données d'entrées celles suscitées, on a pu extraire les valeurs moyennes dendrométriques et d'autres paramètres (topographie, USLE) pour chaque parcelle.

a. Evaluation de la production du bois

Pour évaluer le service de production du bois du PNR du Massif des Bauges on a construit deux modèles de volumes (volume feuillus [Vf] et volume résineux [Vr]). On a recours aux inventaires forestiers réalisés par l'IFN dans la période 2005-2016. L'évaluation des SE se fait pour chaque parcelle du PNR. Les données disponibles sur les parcelles sont Gf, Gr, Dg, A, P etc... Le modèle construit avec les données IFN doit donc se faire à partir des données disponibles pour toutes les parcelles du PNR.

$$VolTot = \frac{h_{tot} \cdot C_{130}^2}{4\pi \left(1 - \frac{1.3}{h_{tot}}\right)^2} \left(a + b \cdot \frac{\sqrt{C_{130}}}{h_{tot}} + c \cdot \frac{h_{tot}}{C_{130}}\right) \text{ Eq1}$$

Le modèle ci-dessus de Deleuze et al. 2014 est celui qui a permis de calculer le volume pour chaque arbre. Pour toutes les placettes IFN, la formule (Eq1) sert à calculer pour chaque arbre le volume précis. Le volume total de bois par placette est ensuite obtenu par simple sommation des volumes individuels de chaque arbre selon la formule (Eq2) en tenant compte de la pondération (W) de chaque d'arbre. Cette pondération correspond au poids d'un arbre ramené à l'hectare.

$$V_{total} = \sum_1^n VolTot * W; \text{ Eq2}$$

Pour construire les modèles Vf et Vr en fonction de la surface terrière, l'on est parti du modèle générale des volumes $V = G * H * \alpha$. Eq3, avec G la surface terrière (en m²/ha), H la hauteur moyenne des arbres du peuplement en (m) et α le coefficient de forme. Dans cette équation, les variables sont H et α . On sait que la hauteur d'un arbre varie fortement avec sa circonférence (Bégin et Raulier 1995).

$$V = G * f(Dg, X). \text{ Eq3. Avec } G \text{ la surface terrière, } Dg \text{ le diamètre quadratique}$$

et X les autres variables explicatives

Le modèle non linéaire de type gnls {nlme} installé en open source du logiciel R-studio, 3.5.3. (Pinheiro et Bates, 2000), utilisé par (Vallet et Perot 2018) est nécessaire. Ce modèle permet de modéliser l'hétéroscédasticité des résidus. C'est un modèle de variance dans lequel l'on obtient des résidus standardisés (homogènes) dont la variance est calculée selon l'équation $var = \sigma^2 |\mu|^{2\delta}$. Il permet de corriger au mieux la condition d'hétéroscédasticité. Ce

que l'on n'a pas réussi à faire avec un modèle linéaire. Avec σ^2 l'erreur standard, μ est la covariable et δ la puissance du modèle de variance.

$$Vf = Gf^\alpha * \left(a + b * Dg + c * \left(\frac{A}{1000} \right)^2 + d * P + e * NS \right) + \epsilon. \text{Eq4}$$

$$Vr = Gr^\alpha * \left(a + b * Dg + c * \left(\frac{A}{1000} \right)^2 + d * P + e * NS \right) + \epsilon. \text{Eq5}$$

Vf et Vr les volumes respectifs des feuillus et des résineux ; Gf et Gr leurs surfaces terrières respectives; Dg le diamètre quadratique moyen ; A l'altitude, P la pente; α , a, b, c, d et e les paramètres à déterminer ; NS l'exposition Nord Sud ; ϵ l'erreur des résidus.

$$\text{Volume_totale} = Vf + Vr. \text{Eq6.}$$

b. Evaluation du stock de carbone

Des volumes Vf et Vr, on déduit la quantité de biomasse qu'ils contiennent respectivement en les multipliant chacun par son infradensité. Pour les résineux (sapin= *Abies alba* [0.353] (Paust et al. 2006) et épicéa= *Picea abies*[0.370]) (Paust et al. 2006) une infradensité (t matières sèches/m³de volume) de **0,3615** correspondant à la moyenne des deux espèces ; et **0.585** pour les feuillus (hêtre = *Fagus sylvatica*). En fin, le résultat de l'étape précédente est multiplié par **0.48 et 0.51** respectivement pour les résineux et feuillus (Paust et al. 2006) pour obtenir le stock en carbone comme l'indique l'équation suivante (Eq7). Il s'agit d'une méthode d'évaluation déjà utilisée dans plusieurs travaux comme ceux de (Dorioz, Peyron, et Nivet 2018).

$$C = Vf * 0.585 * 0.48 + Vr * 0.3615 * 0.51. \text{Eq7}$$

c. Evaluation de la protection des chutes de pierres

Pour évaluer le rôle des forêts de protection (lutte contre la chute de pierres), l'indice ORPI calculé par (Dupire et al. 2016) dans leurs travaux est utilisé. ORPI est indice qui intègre à la fois la proportion des blocs arrêtés et la réduction totale de l'énergie par les forêts, c'est la « protection globale contre les chutes de pierres ». Une carte des forêts de protection contenant les longueurs de forêts (L) pour lesquelles notre indice est calculé et, ce en fonction de la surface terrière (G) et du diamètre moyen (Dg). Selon qu'il s'agit des longueurs de forêt supérieure ou inférieure à 300 m, deux équations ont été définies dans ses travaux (Dupire et al. 2016) et nous permettent d'évaluer le niveau de protection (faible, moyen ou fort) d'une parcelle de forêt.

d. Evaluation de la prévention des avalanches

Pour évaluer le SE de prévention des avalanches, on a utilisé l'index de protection de avalanches (API) définis par deux modèles empiriques développés par (Cordonnier, Berger, Elkin, et al. 2014). Ils sont définis respectivement pour les peuplements purs de conifères et des peuplements purs des feuillus plus les peuplements mélangés selon les équations suivantes (Eq8 et Eq9). L'utilisation de ces deux modèles se justifie par le fait que nos polygones font plus de 500 m², taille minimale d'une zone à risque d'avalanche (Berger F, 1999). Dans ces deux modèles G correspond à la surface terrière, Dg au diamètre moyen.

$$\text{API} = \min \left[\frac{G}{0.2901 * Dg + 1.494} * (0.1333 * \text{pente}^\circ - 3); 1 \right] \text{Eq8}$$

$$\text{API} = \min \left[\frac{G}{0.528 * Dg + 1.5566} * (0.1333 * \text{pente}^\circ - 3); 1 \right] \text{Eq9}$$

e. Evaluation de la régulation de l'érosion des sols

Pour évaluer l'impact de la forêt sur l'érosion des sols, on a procédé par le calcul des pertes en masse de sols (A) de l'éq10. L'équation universelle des pertes en sols utilisée dans de nombreux cas d'études (Sadiki et al. 2004; Tribak, El Garouani, et Abahrour 2009) a permis d'effectuer cette tâche. L'équation universelle est donnée par la relation suivante :

$$A = R . K . LS . C . P \text{ Eq10}$$

R (MJ. mm/ha.h.an) qui correspond au facteur de pluie et de ruissellement : C'est l'érosivité des pluies ; K (t.ha.h/ha.MJ.mm) représente le facteur d'érodabilité des sols : C'est la mesure de la vulnérabilité des particules de sol au détachement, au transport par la pluie et le ruissellement ; P est le facteur lié aux pratiques anti-érosives des sols. C'est le moyen qui tient compte de l'agriculture en courbes de niveau, des murs de pierres et des marges d'herbe dans la région désignée. LS est le facteur qui dépend de la longueur et de l'inclinaison de la pente. Il décrit l'effet de la topographie sur l'érosion du sol. Les travaux de Panagos, Borrelli, Meusburger, Alewell, et al. 2015a; Panagos, Borrelli, Meusburger, van der Zanden, et al. 2015; Panagos, Ballabio, et al. 2015b; Panagos, Borrelli, et Meusburger 2015c décrivent les méthodes de calcul de chacun des paramètres.

L'élément C de cette équation correspond à la composante végétation. Dans notre cas d'étude, il va dépendre essentiellement du taux de couverture du sol par la forêt. Un modèle empirique existe et permet de calculer cette composante pour les terres forestières. Il est donné par formule suivante (Eq11) (Panagos, Borrelli, Meusburger, Alewell, et al. 2015) :

$$C = 0.0001 + 0.0029 * (1 - \text{taux de couvert par la forêt}). \text{ Eq11}$$

Pour obtenir le taux de couvert pour nos différentes parcelles, un modèle de type gnls donné par la formule (Eq12) est calibré sur les données IFN pour pouvoir prédire le taux de couvert (TC) en fonction de G et Dg.

$$\log TC = \log G^a * (b + c * \log Dg). \text{ Eq12}$$

f. Forêts et biodiversité

L'évaluation de la biodiversité porte sur l'indice de Shannon. On calcule à partir les relevés de flore (herbacée) des données IFN. Le protocole de traitement appliqué par Zilliox et Gosselin 2014 dans leur étude nous a servi de référence dans ce travail. Les relevés floristiques effectués durant les périodes enneigées et gelées (mois de décembre, janvier et février) ont été enlevés du jeu de données. Comme dans les travaux de Zilliox et Gosselin 2014, l'indice de Shannon est un indicateur utilisé dans plusieurs travaux pour exprimer la richesse de la biodiversité. Dans notre cas de figure, cet indice est calculé pour chaque parcelle IFN selon la formule donnée par l'équation Eq13. Un modèle de type lm donné par la formule (Eq14) est calibré sur les données IFN pour pouvoir prédire l'indice de Shannon (H) en fonction de G et les variables environnementales.

$$H = - \sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i. \text{ Eq13}$$

H : indice de Shannon ; i : espèce du milieu d'étude ; S : richesse spécifique ; P_i : proportion d'espèce i par rapport au nombre total d'espèces

$$H = a * G + b * EW + c * A + d * P + \epsilon_i. \text{ Eq14}$$

ϵ_i définie l'erreur, suit une loi normale et de variance σ_i^2

4. Standardisation des valeurs de services écosystémiques

La standardisation ou la normalisation des valeurs est une étape très importante dans l'analyse des services écosystémiques (Blatter et al. 2017). Elle consiste à transformer les valeurs des SE en gammes de valeur variant entre 0 et 1, excepté les SE déjà exprimés dans cette gamme. C'est le cas des SE de protection contre les chutes des pierres, de prévention des avalanches. La méthode de calibrage par rapport à la valeur extrême maximale est beaucoup utilisée pour normaliser les valeurs. Elle est très présente dans la littérature, comme dans les travaux de (Blatter et al. 2017; Crouzat 2015). Elle va correspondre à la différence entre la valeur du service et sa valeur minimum sur la différence de la valeur maximale du SE et sa valeur minimale.

5. Analyse multi services écosystémiques

Les méthodes appliquées pour l'analyse des SE entre eux sont nombreuses dans la littérature. Celle que nous avons choisie est issue des travaux de (Mouchet et al. 2014). D'abord, le test de corrélation est réalisé entre deux SE dans le but de voir lesquels sont plus associés ou présentant des synergies. Enfin, la méthode par clustering va permettre de mettre en évidence les services qui sont toujours associés et les zones (unité de gestion de 3ha) qui exposent les associations similaires. Afin de comprendre ce regroupement des différents SE en groupes homogènes, des tests de significativité sont réalisés. Il s'agit dans des tests paramétriques de type ANOVA. Le choix de ce test est justifié par le fait que la variable à expliquer est qualitative (groupe de clusters) et les variables explicatives sont quantitatives (dendrométriques et environnementales). Après vérification des conditions d'application, grâce à R-studio, le test de comparaisons multiple HSD de Tukey est réalisé.

6. Evaluation temporelle du service écosystémique de production du bois

Cette partie du travail consiste à mesurer la capacité qu'aura la forêt à se stabiliser (produire plus ou moins du bois) après un scénario sylvicole. Techniquement, on se rapproche du concept permanence (Cordonnier et al. 2008). La métrique de permanence va se distinguer en deux sous métriques, que sont la non-permanence time et la non-Permanence intensity. En effet, on simule la croissance du peuplement forestier d'une parcelle sur une période de 100 ans. Tout au long de cette période, on applique un scénario sylvicole qui correspond en occurrence à des éclaircis (fort, moyen ou faible) défini par l'index de densité relative. Ensuite, on se fixe aléatoirement des seuils favorables de la production entre 200 et 400 mètres cubes de bois sur pied. L'évaluation temporelle correspondant à la métrique de permanence consiste à mesurer le temps durant lequel le stock de bois sort limites acceptables c'est le temps de non permanence (NPT) et l'intégrale de l'aire occupée pendant ce temps c'est l'intensité de non permanence (NPI).

$$NPT = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta t_i}{t_f - t_0} \text{ Eq14. } n \text{ est le nombre de période où la dynamique est en dehors,}$$

Δt_i est le temps durant lequel il est dehors, t_f et t_0 sont les temps de fin et de debut de la dynamique

$$NPI = \frac{\sum_{i=1}^n A_i}{K} \text{ Eq15. } A_i \text{ l'intégrale de l'aire occupée pendant ce temps occupé par la}$$

dynamique quand elle est en dehors, K est l'espace favorable de la dynamique

III. RESULTATS

Dans cette partie du travail, nous présentons les différents SE évaluables sur notre territoire d'étude, les sorties des différents modèles décrits à l'étape précédente, les cartes de SE et l'analyse multiservice.

1. Les différents services écosystémiques

Un panel d'environ 15 SE existe (Vannier et al. 2017), classés en 4 catégories que sont les services d'approvisionnement, de régulation et culturels. La biodiversité va être considérée dans certains cas (présence des sangliers pour la chasse ; espèces floristiques protégées comme patrimoine naturel) comme un SE même si certains auteurs ne le considère pas comme tel (Guitet, S, 2015). Le tableau ci-dessous présente les différents services écosystémiques et leurs différents indicateurs possibles.

Tableau 1: Récapitulatif des différents services écosystémiques et leurs indicateurs

Services écosystémiques & Biodiversité	Indicateurs Directs
Production du bois	Volume du bois sur pied (Surface terrière, Hauteur des arbres)
Régulation du climat	Stock du carbone aérien (Volume du bois)
Protection contre les chutes de pierres	Diamètre quadratique
Prévention les avalanches	Surface terrière
Régulation de l'érosion	Taux de couvert des arbres
Régulation de la biodiversité	Flore basse (herbacés)
Recréation	Densité du peuplement, accessibilité, diversité
Renouvellement du sol	Taux de matière organique
Régulation de la qualité de l'eau	Teneur en Azote
Production des baies	Surface de couvert d'arbres à baie
Production du gibier	Révélés de chasse / quantité de viande obtenue

La particularité de ce travail est qu'il s'est focalisé sur des indicateurs de services écosystémiques (les six premières entrées du tableau 1) sensibles aux activités sylvicoles. L'enjeu étant de pouvoir rattacher les SE aux sorties des données simulées sur la croissance des forêts, afin de suivre leur évolution dans le temps en fonction des scénarios de gestion forestière.

2. Sorties des modèles, cartes et distribution de valeurs des différents SE

a. Production du bois et régulation du climat

Les tableaux suivants présentent les paramètres de sortie des modèles de volume.

Tableau 2: Paramètres statistiques du modèle du volume des feuillus (cf. Eq4)

Variabes	Paramètres	Est	SD	p-value
--	Intercept (a)	0.0314682	0.001937110	0 ***
Surface terrière	α	1.0912143	0.007760451	0 ***
Diamètre feuillus	b	0.0019230	0.000074161	0 ***
Altitude	c	-0.0046555	0.000806620	0 ***
Pente	d	-0.0001146	0.000019953	0 ***
Exposition NS	e	0.0042350	0.000809696	0 ***

Tableau 3: Paramètres statistiques du modèle du volume des résineux (cf. Eq5)

Variabes	Paramètres	Est	SD	p-value
--	Intercept (a)	0.0429200	0.001966413	0 ***
Surface terrière	α	1.0868092	0.008544281	0 ***
Diamètre feuillus	b	0.0013662	0.000074574	0 ***
Altitude	c	-0.0099283	0.000625381	0 ***
Pente	d	0.0001426	0.000021262	0 ***
Exposition NS	e	0.0036072	0.000744523	0 ***

L'analyse du présent résultat montre un effet négatif de la pente et de l'altitude sur le volume de bois sur pied des feuillus. Par contre, le modèle du volume des résineux prédit un effet positif de la pente sur le volume de bois sur pied. Les deux graphiques suivants illustrent la différence entre les résidus d'un modèle linéaire classique (graphe de droite de gauche) et ceux d'un gnls.

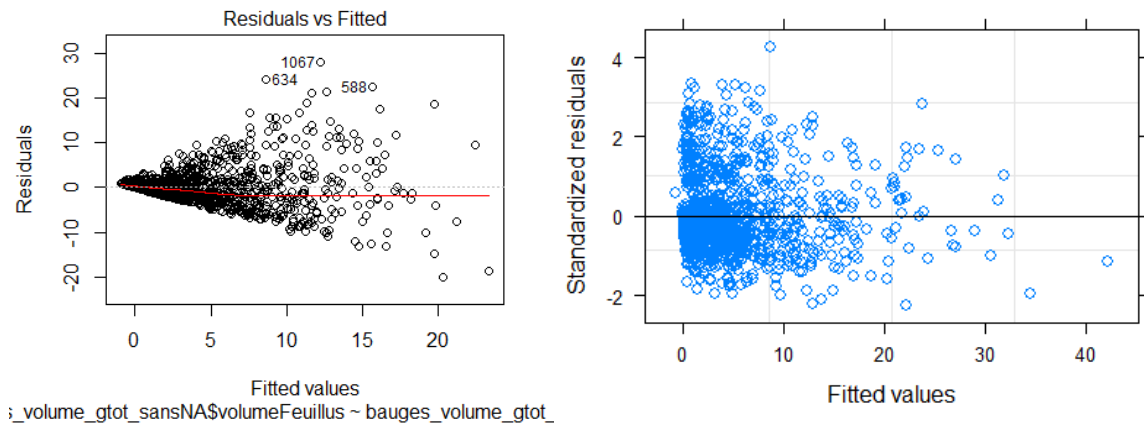


Figure 1: Graphes des résidus (lm) et résidus standards (gnls) en fonction des valeurs prédites de deux modèles de volume de feuillus.

On constate par comparaison de ces deux graphes, qu'il existe une différence importante de la distribution des résidus, nettement plus homogène pour le modèle gnls (non linéaire) que le modèle lm (linéaire).

Les figures suivantes sont respectivement dans l'ordre la carte de répartition des volumes de bois sur pied en m^3/ha et la carte de répartition du stock de carbone du PNR du massif forestier des Bauges. A chaque figure est associé un graphe de distribution des valeurs de chaque élément (bois et carbone).

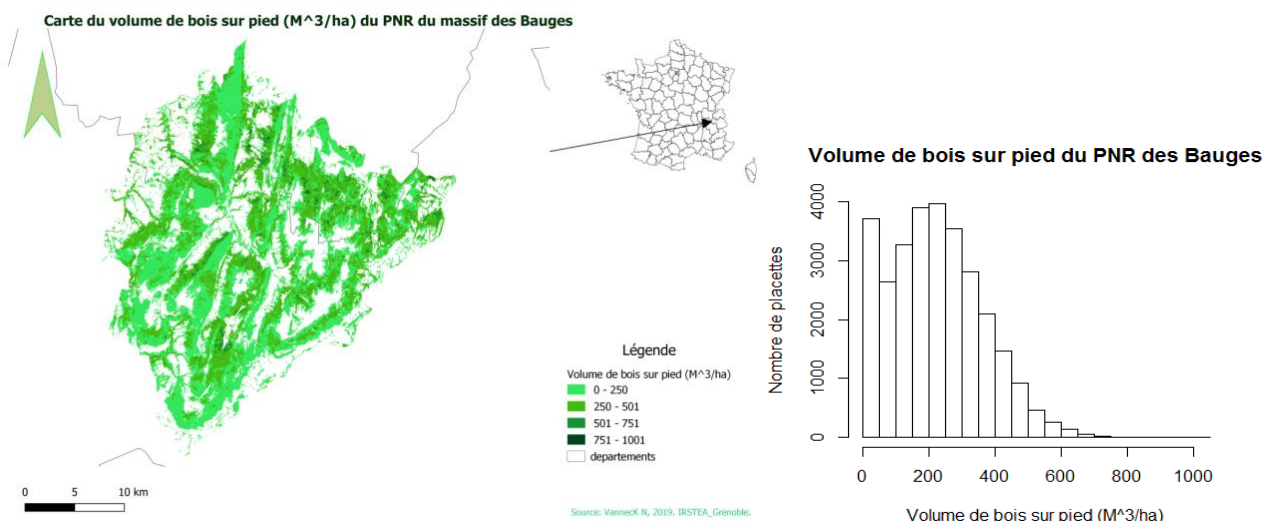


Figure 2: Carte et distribution du volume de bois sur pied (m^3/ha) du PNR des Bauges

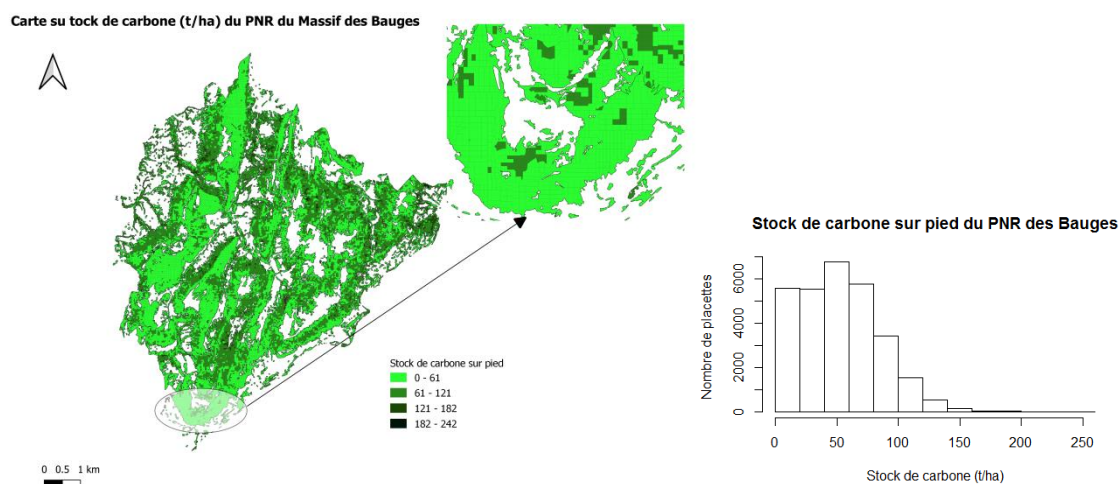


Figure 3: Carte et graphe de distribution du stock de carbone sur pied (t/ha) du PNR des Bauges

D'après nos résultats on trouve une quantité de bois supérieur à celle de la région Auvergne Rhône Alpes, avec une moyenne d'environ $230 \text{ m}^3/\text{ha}$ pour un stock total d'environ 6.5 millions de m^3 . Quant au service de régulation du climat exprimé par le stockage de carbone aérien, on trouve un stockage total d'un peu plus 1.5 millions de tonnes de carbone pour le territoire.

b. Régulation de l'érosion

Pour évaluer ce service, l'on s'est basé de l'USLE. Rappelons que le paramètre C de cette équation est le facteur contrôlé par couvert végétal. Le tableau suivant présente les résultats de sortie du modèle prédictif du taux de couvert.

Tableau 4: Paramètres statistiques du modèle du taux de couvert (cf. Eq13)

Variables	Paramètres	Est	SD	p-value
--	Intercept (b)	3.698270	0.04919716	0 ***
Surface terrière	a	0.062016	0.01601992	0 ***
Diamètre moyen	b	3.358720	0.03255624	0 ***

Son analyse montre une augmentation du taux de couvert avec la surface terrière et le diamètre moyen, ce qui est logique.

La figure suivante est constituée respectivement de la gauche vers la droite des graphiques de distribution des valeurs de l'érosion potentielle et de l'érosion réelle.

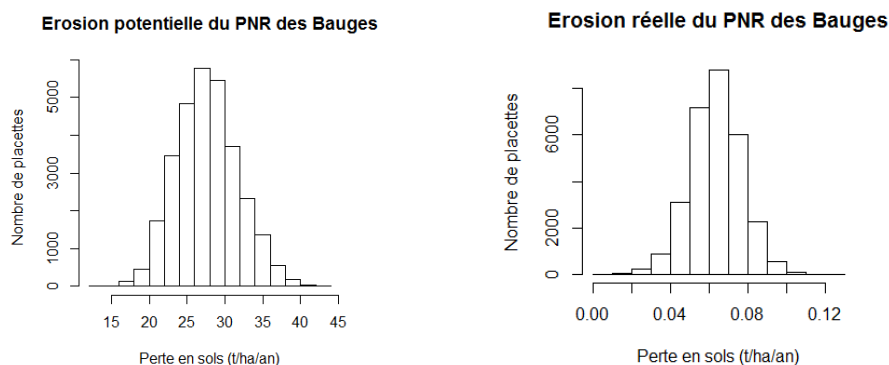


Figure 4: Distribution des pertes en sols (t/ha/an) potentielle et réelle du PNR des Bauges

On remarque que les valeurs de pertes en sols diffèrent considérablement d'un état de sol nu (érosion potentielle) à un état boisé (érosion réelle), avec respectivement des valeurs

moyennes de 27.67 et 0.06. Le couvert végétal forestier a donc un impact majeur sur la lutte contre l'érosion des sols dans le PNR du Massif des Bauges.

Les résultats obtenus nous ont permis d'élaborer une carte d'érosion des terres pour le PNR des Bauges (**Figure 5**).

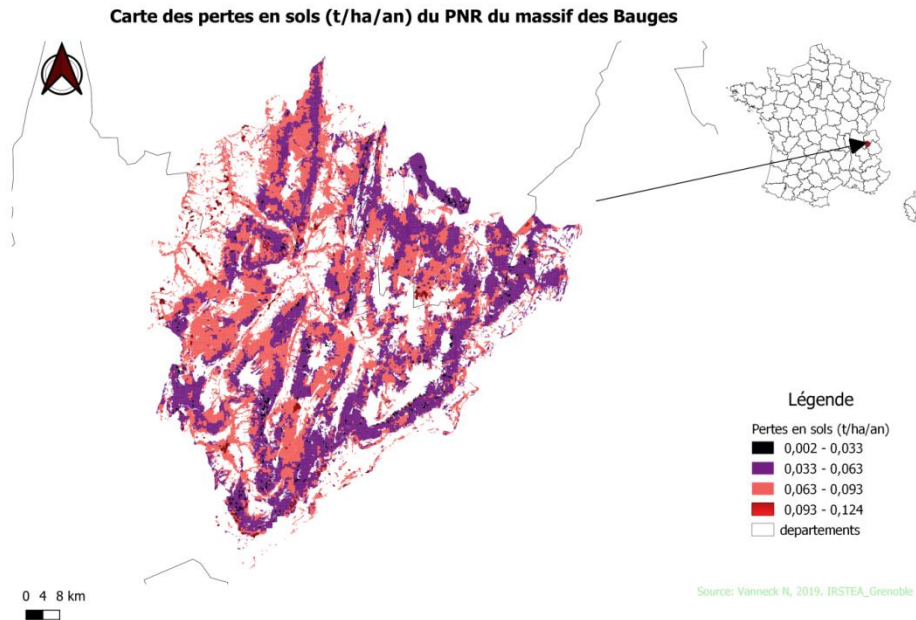


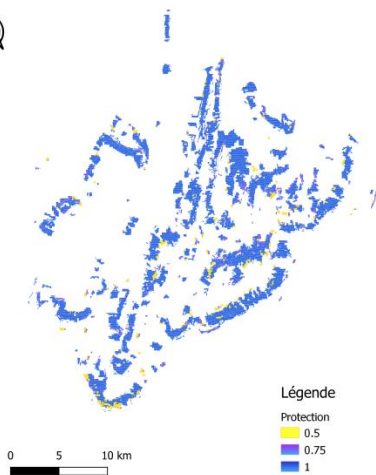
Figure 5: Carte des pertes en sols (t/ha/an) du PNR des Bauges

c. Régulation de la chute des pierres

La protection contre les chutes de pierres est un service très pris en compte dans les régions de montagne. A partir de la carte des forêts de protection du PNR du massif des Bauges, on a pu évaluer pour chaque parcelle concerné par cet aléa son degré de protection contre les chutes de pierres de volume équivalent à 1 m³.

La figure (**figure 6**) suivante est la carte forêts localisées en tant que forêts de protection du PNR du massif des Bauges, à laquelle est associé le graphe de distribution des valeurs correspondant aux trois niveaux de protection. D'après les résultats observés sur cette figure, les forêts de protection forte sont plus fréquentes. La présence de ces forêts de protection va dépendre essentiellement des enjeux socio-économiques qui définissent la dangerosité potentielle de la zone. Une zone de dangerosité potentielle est une zone du territoire affectée par la présence des activités socio-économiques exposées aux risques d'un phénomène naturel, en occurrence la chute des blocs.

Carte des forêts de protection des chutes de blocs du massif des Bauges



Légende
Protection
0.5
0.75
1

Régulation de la chute de pierres du PNR des Bauges

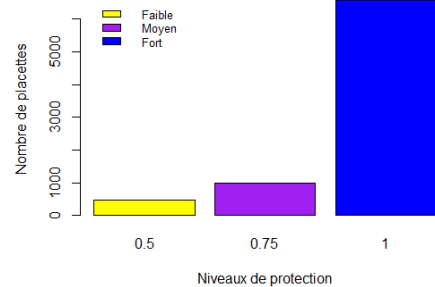


Figure 6: Carte des forêts de protection contre les chutes de pierres d'1 m³ de volume

La figure suivante illustre la répartition des valeurs des caractéristiques des forêts de protection (longueur de la forêt, densité, surface terrière et diamètre moyen et la pente) en fonction des trois niveaux de protection.

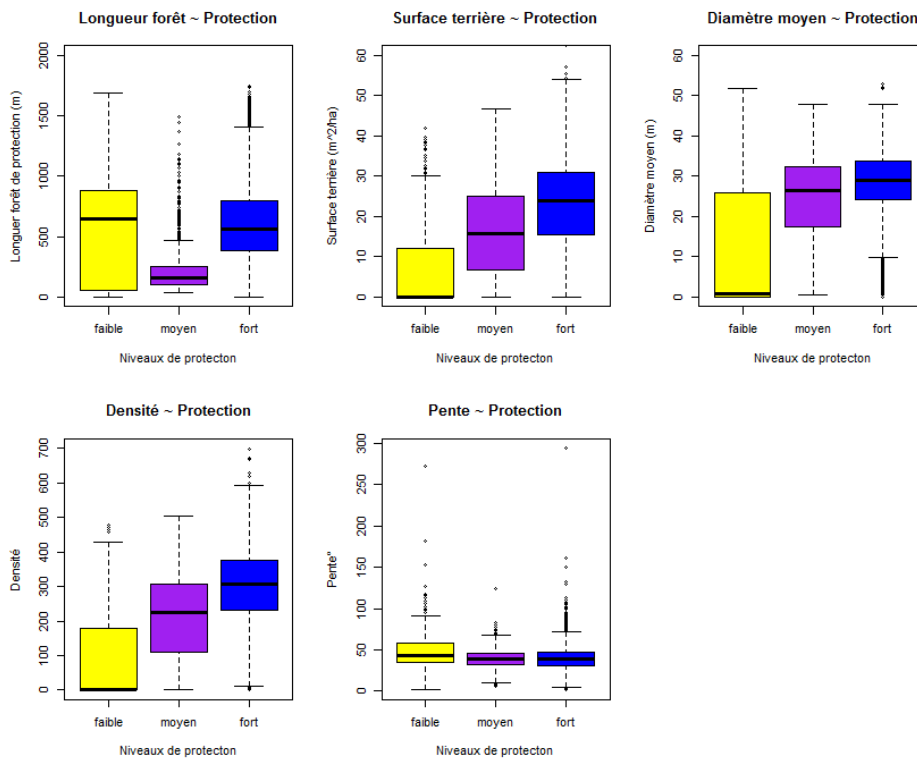


Figure 7: Distribution des valeurs dendrométriques par type de forêt de protection

La figure ci-dessus permet de comprendre la répartition des forêts de protection au sein du territoire. En associant ce résultat à celui du tableau 5 suivant, l'analyse montre que la faible moyenne de longueur est attribué aux les forêts de niveau moyen. Par ailleurs, pour les autres caractéristiques, les résultats sont plutôt logiques. Plus une parcelle est dense avec des gros arbres, plus elle retiendra le maximum de blocs. Le tableau suivant récapitule les valeurs moyennes des caractéristiques dendrométriques par classe de forêts de protection. Il en va de même pour la pente qui va à son tour limiter le rôle de protection.

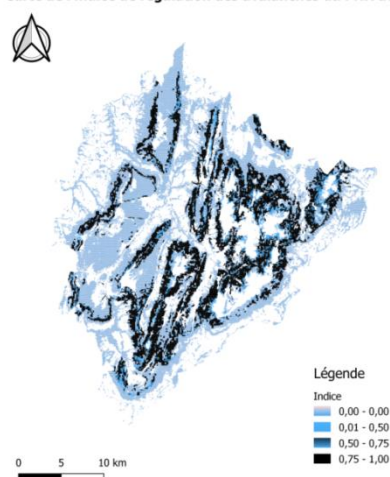
Tableau 5: Valeurs moyennes de G, Dg, N, L et P en fonction des forêts de protection

Eléments	G	Dg	N	L	P
1-fort	23.07	27.86	295.4	621.59	38
0.75-moyen	16.08	24.42	212.75	22.16	39
0.5-faible	6.89	11.49	88.34	584.46	49

d. Régulation des avalanches

Comme le SE de régulation de la chute des blocs, le service de régulation des avalanches est aussi un service d'une importance majeure en région alpine. Pour les parcelles localisées comme jouant ce rôle, on a construit la carte suivante à laquelle est rattachée le graphique distribution des valeurs de l'indice de régulation des avalanches (figure 8). Rappelons que la présence d'épisodes d'avalanches est effective dans des zones à caractéristiques topographiques bien précises. Pour observer un tel phénomène, il faut être situé à plus de 800 m d'élévation avec des pentes comprises entre 28 et 55°. En analysant les figures suivantes, on remarque que plus de 20 000 parcelles, soit un peu plus de trois quart du territoire ont une valeur nulle d'indice de lutte contre les avalanches.

Carte de l'indice de régulation des avalanches du PNR des Bauges



Régulation des avalanches du PNR des Bauges

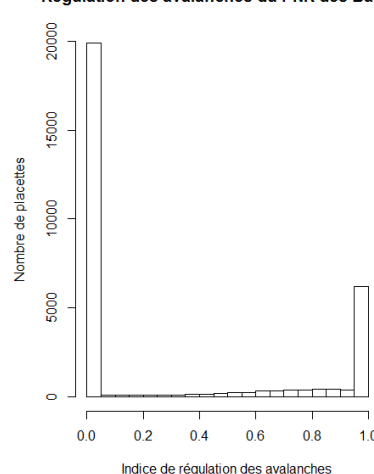


Figure 8: Carte et distribution de l'indice de régulation contre les avalanches du PNR des Bauges

e. Forêts et biodiversité (Richesse herbacée)

Par définition, Shannon (H) mesure le nombre d'espèces d'un milieu donné et la répartition en abondance d'individus au sein de chaque espèce (Marcon 2015). Le tableau suivant nous présente les sorties du modèle prédictif l'indice de Shannon en fonction de surface terrière et les paramètres environnementaux.

Tableau 6: Paramètres statistiques du modèle de la biodiversité (Shannon herbacée) (cf. Eq13)

Variabes	Paramètres	Est	SD	p-value
--	Intercept	2.625	0.4302	2e-16 ***
Surface terrière	α	-0.003528	0.0007600	3.69e-06 ***
Altitude	c	0.0005632	0.00003435	0.05 *
Pente	d	0.001578	0.0005754	< 2e-16 ***
Exposition EW	e	0.03557	0.1818	0.00617 **

On trouve un effet négatif de la surface terrière sur le Shannon. Par contre, les variables environnementales ont un effet inverse. La figure suivante nous présente la carte de répartition de l'indice de Shannon et le graphique de distribution des valeurs de H.

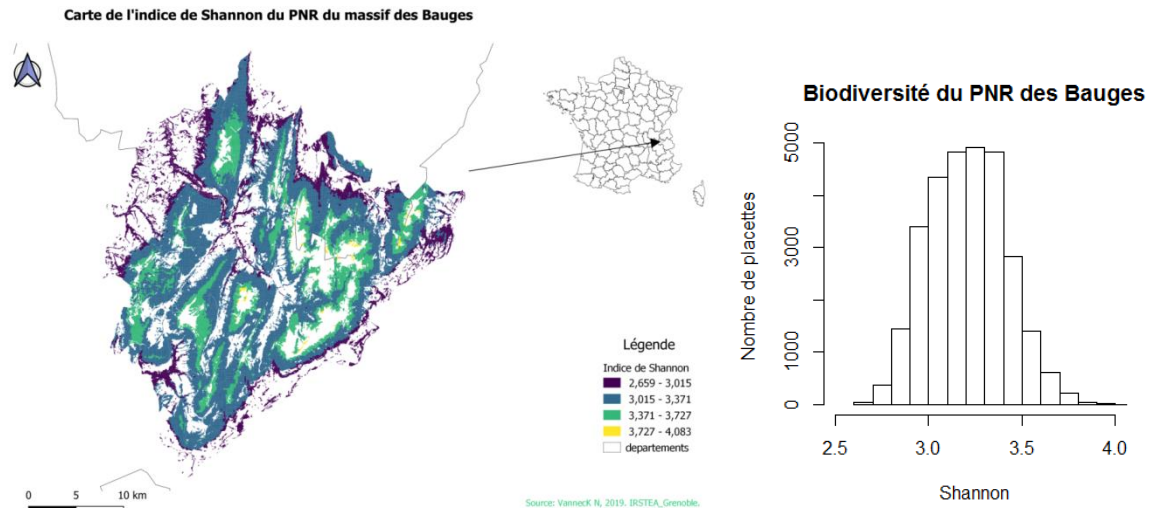


Figure 9: Carte et graphe de distribution de l'indice de Shannon du PNR des Bauges

3. Evaluation temporelle du service de production de bois.

Appliquée à une parcelle du territoire, la simulation de croissance est faite sur une période équivalente à 100 ans (2000-2100) et la production de bois est estimée sur l'ensemble de la période. A cette simulation, on a choisi d'appliquer trois itinéraires sylvicoles correspondant à des coupes forte ($rdi=0.45$), moyenne ($rdi=0.65$) et faible ($rdi=0.85$). La **figure 10** suivante présente les résultats de ces scénarios pour lesquelles l'on évalue le temps de non permanence (NPT) et l'intensité de non permanence (NPI). **Le tableau 7** suivant récapitule les valeurs chiffrées de ces deux métriques.

Tableau 7: Les résultats du non permanence intensity du non permanence times

Métriques	Rdi = 0.85	Rdi = 0.65	Rdi = 0.45
NPI	1396	961	2121
NPT	39.4%	21.2%	51%

En comparant les trois courbes entre elles, on constate que pour des seuils de production fixés entre 200 et 400 m³ de volume de bois sur pied, la pratique sylvicole préconisant les éclaircis moyens favorise un maintien de la production de bois sur pied dans les limites établies. Cette évaluation temporelle s'est faite pour une seule parcelle. Pour un ensemble de parcelles (massif irrégulier) les conclusions seraient différentes.

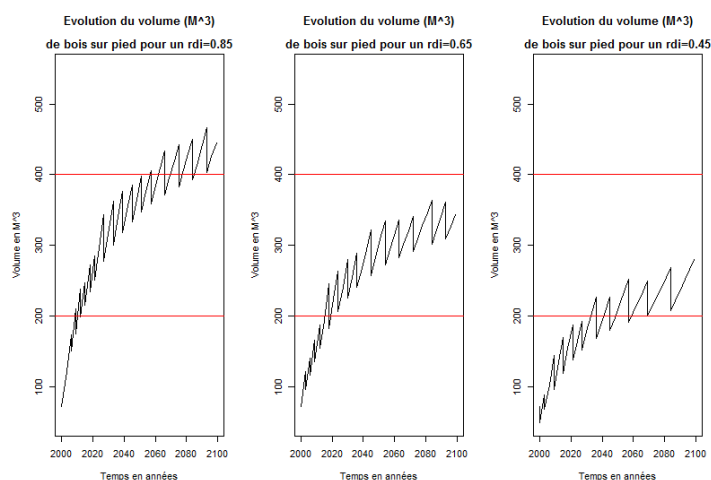


Figure 10: Evolution temporelle du stock de bois pour trois scénarios sylvicoles

4. Evaluation multiservice

Dans cette partie, nous présentons dans un premier temps les résultats de l'étude de corrélation entre SE et dans un second temps les résultats de l'analyse des clusters.

a. Analyse des corrélations entre SE

Grace à cette matrice (**figure 11**), on peut clairement voir toutes les corrélations existantes entre les SE. Il paraît normal que des corrélations aussi fortes existent entre le stock de bois et le stockage de carbone. En effet, les valeurs de ce dernier sont déduites directement des valeurs du volume de bois. A présent, si on s'intéresse aux autres SE, on observe une corrélation négative entre le stockage du bois/carbone avec la régulation de l'érosion des sols, une forte corrélation négative entre biodiversité herbacée et stockage de bois, une corrélation de même type entre biodiversité et régulation d'avalanches.

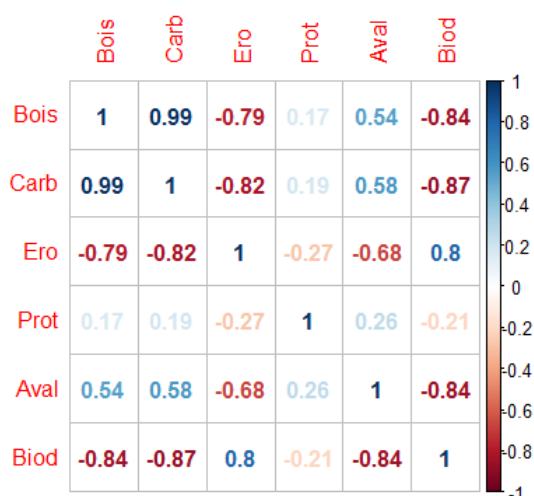


Figure 11: Matrice de corrélation entre différents services écosystémiques du PNR des Bauges

b. Analyse des clusters ou groupes homogènes des SE

Cette analyse permet de mettre en évidence les parcelles du territoire ayant un regroupement homogène en termes de valeur moyenne de services écosystémiques.

La figure suivante est la carte de répartition des trois clusters de SE dans le PNR du Massif des Bauges. Le graphique associé nous montre la répartition des parcelles par cluster.

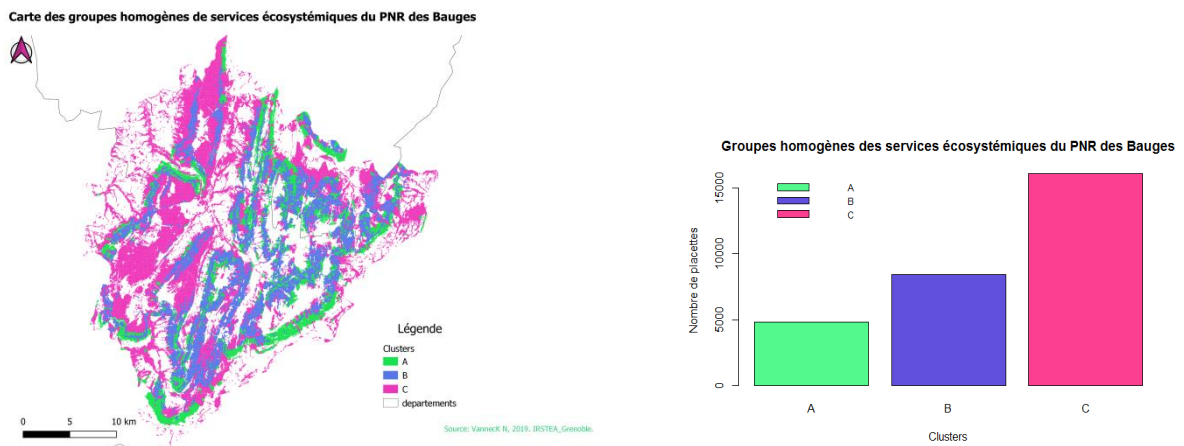


Figure 12: Carte des clusters et graphe de distributions des parcelles par Cluster du PNR des Bauges

Le diagramme en batons de la figure suivante présente pour chaque cluster la valeur moyenne de chaque SE qu'il regroupe.

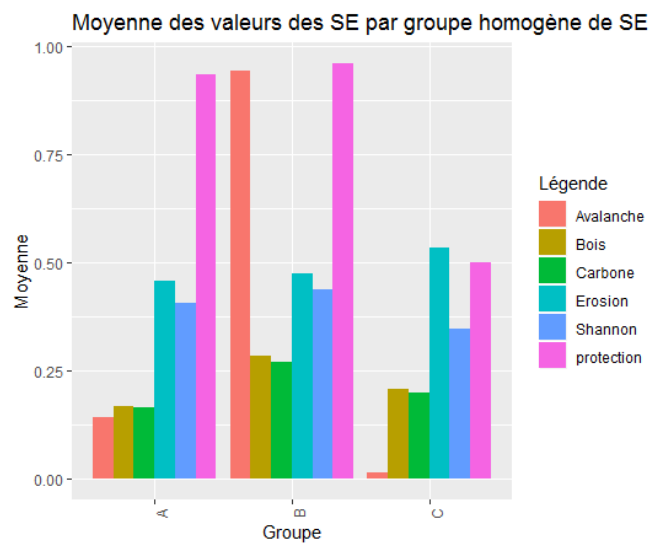


Figure 13: Diagramme de répartition des services écosystèmes par cluster

Rappelons que pour faciliter la réalisation de cette tâche, une normalisation des valeurs de SE a été effectuée afin qu'elles varient entre 0-1. Le SE de la régulation des avalanches a une valeur moyenne plus importante pour les parcelles du cluster B. Concernant le SE de la régulation des chutes de pierres, il est plus important dans les clusters A et B. Les SE de stockage de bois et de carbone ne diffèrent pas au sein d'un même cluster, mais sont plus importants dans le cluster B que les deux autres. Les résultats de l'analyse statistique énoncée en matériels méthodes, sont présentés dans le tableau suivant. Dans cette analyse, on teste les différences de variance des valeurs des variables caractéristiques des parcelles entre clusters. Ces variables sont représentées dans le **tableau 8** ci-dessous par G pour la surface terrière, Dg pour le diamètre moyen, N pour la densité, A pour l'altitude, P pour la pente et NS pour l'exposition Nord Sud. Ces résultats se rapprochent assez bien de ceux de la figure ci-dessus.

D'après ces résultats, on trouve est qu'il existe des différences significatives (p-value inférieure à 0.05) entre différents clusters pour toutes les variables testées. Les plus fortes valeurs des caractéristiques dendrométriques sont observées chez le cluster B. L'exposition NS et la pente semblent aussi être explicatifs pour ce cluster tandis que l'altitude et l'exposition Nord Sud conviennent au cluster B. Le cluster C est caractérisé par des pentes moyennes et une dendrométrie moyenne. Cette dernière étant plus importante que celle du cluster B.

Tableau 8: Résultats de l'analyse des tests de comparaisons multiples entre clusters.

Eléments	G	Dg	N	A	P	NS
Comparaison	p-value	p-value	p-value	p-value	p-value	p-value
A-B	0	0	0	0	0	0
B-C	0	0	0	0	0	0.028
A-C	0	0	0	0	0	0

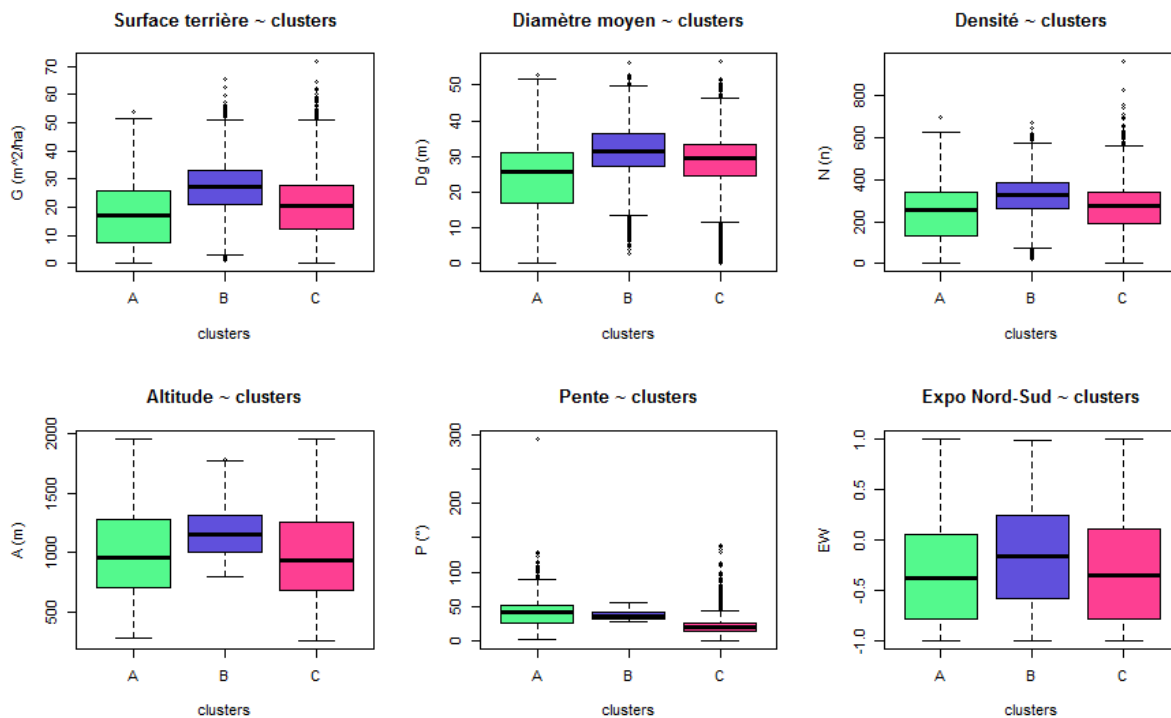


Figure 14: Distribution des valeurs des variables dendrométriques et environnementales par cluster

IV. Discussion

L'évaluation des services écosystémiques se base sur une grande diversité de méthodes. Elles dépendent du type de service écosystémique et du contexte de l'étude. Dans notre cas, on cherche à évaluer à l'échelle d'un territoire les services écosystémiques typiquement forestiers.

Nous avons trouvé un stock de bois de 222 m³/ha dans le PNR du massif des Bauges. Ce résultat se rapproche fortement à celui donné par l'IGN en 2014 pour la région Auvergne-Rhône-Alpes et estimé par le volume fort tige sur écorce. L'analyse des résultats du modèle de volume de bois ressort un effet négatif de l'altitude sur le stockage de bois. Ce résultat paraît logique quand on sait que les conditions de vie (eau, lumière et éléments minéraux)

deviennent moins adaptées en élévation (P Bouvarel, 1954). Mais une autre explication serait liée aux données IFN. Ces données n'ont pas été localisées précisément sur la zone d'étude, ce qui a généré la prise en compte d'autres espèces arborées (annexe), espèces très présentes à des altitudes faibles. Concernant l'exposition Nord Sud, elle a un effet sur le stockage du volume de bois à cause du fait qu'une majeure partie du territoire est exposée Nord-Sud. Cette variable fait varier le volume de l'ordre d'un millième sachant que sa gamme de valeurs est comprise entre 1 et -1. Bien que son effet soit significatif à un seuil de 0.05, l'exposition pourrait être négligeable pour prédire un volume. Quant à la pente, elle aussi a un effet significatif mais n'est pas très prédictif du volume au vue de son ordre de grandeur. La surface terrière est visiblement la fonction principale du volume de bois. Si le stockage du bois se fait ressentir sur la totalité du territoire, ce n'est pas le cas pour les forêts de protection. Ces dernières sont très localisées.

En effet, il ne suffit pas d'être une forêt de montagne pour être considérée comme forêt de protection. En plus, la simple présence des blocs de pierres ne suffit pas pour dire d'une forêt qu'elle joue un rôle de protection. Comme dans les travaux de (Cattiau, Mari, et Renaud 1995; Le Hir, Dimnet, et Berger 2006), le matériel rocheux, la topographie (longueur de la pente et les ruptures de pentes), la taille de la pierre et les obstacles (végétations) vont caractériser la trajectoire du bloc qui tombe. Sur cette trajectoire, les enjeux socio-économiques sont répertoriés afin d'établir une carte de dangerosité potentielle. C'est ce que l'on peut voir dans les résultats de la figure 7 et du tableau 5. Des longueurs de forêts de protection faible ont une valeur moyenne environ 20 fois plus importante que celle des forêts de protection moyenne. En recommandation, la sylviculture appliquée devrait favoriser un maintien permanent des peuplements aptes à la protection pour ces dernières forêts. On trouve aussi une présence très importante des forêts à fort niveau de protection dans le Massif des Bauges. L'explication est liée à leurs caractéristiques dendrométriques particulièrement importantes en termes des valeurs moyennes correspondantes. Plus un peuplement est dense (nombre de tiges) avec des arbres de gros diamètres, plus les pierres qui tombent seront retenues ou freinées. L'étude menée par (Cattiau, Mari, et Renaud 1995 ; Cordonnier et al. 2008) confirme cette hypothèse. La protection faible s'explique aussi par des pentes plus fortes. Plus une zone sera en pente, plus la chute du rocheux sera brusque et énergétique.

Concernant le service de régulation des avalanches, les résultats montrent que plus de trois quart du territoire ont un indice de régulation nul. Ce résultat paraît logique quand on sait que l'enclenchement d'une avalanche est conditionné par plusieurs facteurs. Premièrement, on a la pente. Au-delà et 55° il y a absence de dépôt de neige et en dessous de 28°, le dépôt est stable (F. Berger, 1997). Deuxièmement, l'élévation, on considère qu'en dessous de 800 mètres, il ne se forme pas suffisamment de neige à cause des conditions climatiques, moins froides. Quant à la présence de la forêt, elle va freiner le processus d'accumulation de la neige et empêcher la mise en mouvement de celle tombée au sol. C'est l'effet ancrage (Hurand et Berger 2002; Calès et al. 2012). La forêt va jouer un autre rôle physique en maintenant le sol stable et en diminuant l'intensité des pluies. C'est la régulation de l'érosion.

L'afforestation est considéré par certains auteurs comme le moyen le plus privilégié pour lutter contre l'érosion (Hurand et Berger 2002). Dans le PNR du Massif des Bauges, le rôle de la forêt sur la régulation des pertes de sols est considérable et nécessaire. Les résultats de la figure 4 nous montrent cette différence significative entre l'érosion potentielle (pertes en sols en condition d'absence du couvert arboré) et l'érosion réelle (pertes en sols en présence de forêt). Plusieurs facteurs définis dans l'USLE permettent à arriver à ce résultat.

Premièrement, le facteur R qui définit l'agressivité du climat, va dépendre principalement des précipitations (Milodowski, Mudd, et Mitchard 2015; Malik 2018). D'après météo France, le Massif des Bauges un des Massifs français les plus arrosé avec environ 1100 mm de pluies par an. Le facteur LS dépend de la topographie. Le Massif des Bauges en particulier est un territoire de montagne, ce qui signifie qu'il est particulièrement profilé au niveau de ses versants ce qui l'expose par conséquent au phénomène de ruissellement.

Le facteur K dépend essentiellement de la texture du sol, sa structure et sa teneur en matière organique (Milodowski, Mudd, et Mitchard 2015; Malik 2018; Sadiki et al. 2004; Dumas 1985). En effet, ces auteurs soutiennent le fait qu'un sol sableux s'érode facilement par les eaux de pluies. Cette tendance diminue d'un sol sableux vers un sol limoneux, de ce dernier vers un sol argileux. Cependant, la partie organique a aussi un rôle majeur à jouer, en maintenant le sol stable (Godefroy et Jacquin 1975; Grosbellet 2008).

Le facteur P est un facteur généralement lié aux pratiques des sols, elles sont généralement caractérisées de pratiques anti-érosives. Par exemple, les labours et cultures dans le sens de la pente sur des marnes dans le bassin versant de l'oued Rhiou en Algérie est une pratique anti-érosive. Mais dans le cas du PNR du Massif des Bauges, le domaine concerné est celui des forêts, ce qui justifie la valeur de p égale à 1 pour la plupart du territoire.

En fin, le facteur C défini par le taux de couvert, va jouer un rôle double en diminuant l'agressivité des pluies et en maintenant le sol stable. Les zones avec les valeurs de C les plus faibles sont celles à taux de couvert le plus important.

Dans les travaux de Meliho, Khattabi, Mhammdi, et Hongming, 2016, ayant utilisés la même méthode d'évaluation de l'érosion pour le bassin versant de l'Ourika, ils obtenaient des valeurs de R dépassant les 50 Mj.mm/ha.h.an pour environ 500 mm/an de précipitations tandis que dans notre cas, ces valeurs vont varier entre 700 et 1200 Mj.mm/ha.h.an. La totalité du PNR du Massif des Bauges est donc soumise à une agressivité climatique considérable. Les valeurs du facteur K par contre sont très faibles dans le Massif des Bauges due au type de sol principalement calcaire et est pourvu de matière organique. Contrairement au sol du bassin de l'Ourika qui est de nature sableuse et très pauvre en matière organique le rendant très vulnérable au ruissellement. A propos du relief, la topographie du PNR du Massif des Bauges ne lui offre pas un cadre plus favorable comparé à un territoire de plaine, mais demeure tout de même moins vulnérable à l'érosion que l'est bassin d'Oulika avec des valeurs de Ls pouvant aller jusqu'à 95. Dans notre cas d'étude comme dans l'autre, les zones de faibles élévations sont les zones les plus exposés au phénomène d'érosion.

L'analyse des modèles de volume de bois et biodiversité, montre une cohérence des résultats. Moins il y'aura des arbres, plus le sous étage du peuplement aura un accès plus important à la lumière et d'autres ressources vitales. Dupraz et Liagre 2008; Zilliox et Gosselin 2014 confirment cette hypothèse. Autrement dit, dans un écosystème, plus les espèces dominantes (ligneux) seront présentes, plus elles seront compétitives pour les ressources (lumière, eau, minéraux) face aux espèces dominées (flore basse) (Bellefleur et Pétilion 1983). Rappelons que de telles affirmations sont valables dans les régions tempérées. Si on soutient l'hypothèse selon laquelle la présence du couvert arboré a un effet négatif sur la richesse herbacée du sous étage, alors l'effet positif observé des variables environnementales sur la flore basse est normal. D'après les résultats des modèles de bois, plus l'altitude est importante, moins il y'a stockage de bois, soit moins d'arbres et par conséquent plus de ressources disponibles. La même explication est valable pour la pente et de l'exposition. L'impact positif de l'exposition Nord-Sud sur le stockage du bois se compense ailleurs par un

effet non significatif de l'exposition Est-Ouest sur ce service écosystémique. La richesse en herbacées est influencée par la disponibilité en ressources, elle-même régulée à son tour par le taux de couverture arboré. On peut donc conclure sur la validité de la forte corrélation (plus de 80%) existante entre les SE de stockage de bois/carbone et la biodiversité.

La biodiversité est la seule composante présentant des corrélations négatives avec les autres SE sauf avec le service de régulation de l'érosion. En effet tous les SE sont favorisés par la présence importante des forêts. Si la biodiversité est malgré ça corrélée positivement avec le service de régulation de l'érosion, c'est tout simplement parce que le facteur C lié au taux de couvert arboré de l'USLE est une fonction inverse du taux de couverture arboré. Plus le couvert végétal sera important, plus la valeur du facteur C sera faible ce qui fera baisser la valeur de A qui correspond aux pertes en sols. Les corrélations négatives entre service de régulation de l'érosion et les autres SE viennent renforcer ces propos.

La corrélation entre le service écosystémique de régulation des avalanches et les autres SE est importante d'analyser. Premièrement, la plus forte corrélation est celle avec la biodiversité. Nous savons dès à présent que la biodiversité est d'une part plus importante dans les zones les plus élevées et d'autre part qu'elle diminue avec la présence des arbres (exprimée en surface terrière dans les modèles des deux composantes). On peut donc conclure que les zones à risque d'avalanches sont les zones riches en biodiversité. Deuxièmement, les résultats nous montrent une corrélation plus faible (26%) avec le service de régulation des chutes de pierres. Ceci s'explique du fait que les zones d'aléas d'avalanches sont localisées en fonction de la topographie, les zones de présence de forêts de protection sont localisées en fonction de la présence des enjeux socio-économiques. Ces dernières n'existent pas toutes pour zones localisées à enjeu d'avalanche. La même explication est valable quand il s'agit de la corrélation entre biodiversité et le SE de régulation des chutes de pierres. Ce dernier est lui aussi très localisé.

L'analyse temporelle des SE est un aspect important dans cette étude. Limité par la disponibilité des données de simulations, la seule analyse ici n'a porté que sur les données d'une simulation d'une parcelle. Le but est de montrer le type de métrique applicable (Permanence en occurrence), son importance (étude de compromis, de synergies, planifier la gestion forestière sur le long terme) lors de l'évaluation des SE.

L'analyse des clusters : Les résultats de la figure 12 montrent que pour les trois groupes homogènes de SE, un cluster est majoritaire en termes du nombre de parcelles qu'il englobe. En effet, le cluster A a des valeurs dendrométriques moyennes, mais est localisé majoritairement à des faibles altitudes et aussi dans les zones à pentes plus faibles. Ces caractéristiques permettent de justifier de la faible valeur moyenne du service de régulation des avalanches observée dans ce cluster. Cet aléa est localisé à plus de 800 m d'élévation avec des pentes comprises entre 28 et 55°. Cette hypothèse est soutenue par la valeur plus forte du service de régulation de l'érosion dans le cluster C, moins la pente est importante, plus le risque d'érosion diminue. Les conditions favorables au cluster B, comme des valeurs dendrométriques les plus fortes, l'altitude et la pente adaptée à l'aléa lui offre les parcelles à fortes valeurs du SE de régulation des avalanches. C'est en même temps, ces valeurs importantes dendrométriques qui favorisent un stockage de bois sur pied et de carbone plus important dans le cluster B et C. On peut donc conclure d'une caractérisation unique en terme environnementale et dendrométrique pour chacune des parcelles appartenant à un même cluster. Enfin les parcelles les plus intéressantes sont celles du cluster B, car c'est le cluster qui présente un meilleur compromis entre différents services.

V. Conclusion et perspectives

L'impact du changement climatique sur les écosystèmes forestiers de montagne et les enjeux liés aux énergies renouvelables, soulèvent à l'heure actuelle des questions en termes de gestion de la ressource forestière. Cette dernière se doit d'être gérée durablement, c'est-à-dire en prenant en compte tous les autres biens que les forêts génèrent. A l'exemple, La gestion des forêts de montagne doit se faire de façon à accroître les peuplements dans le but de fournir aux hommes et ses activités une protection durable contre les risques naturels. Afin donc de pouvoir évaluer ces services écosystémiques forestiers les méthodes utilisées dans le cadre de cette étude nous ont permis calculer à l'échelle d'un territoire les différents services que les forêts procurent tout en offrant en fonction des indicateurs choisis, la possibilité de pouvoir suivre dans le temps l'évolution des services respectifs. Notre travail offre une possibilité pour les gestionnaires forestiers du PNR du Massif de Bauges d'adapter et d'anticiper sur le long terme les activités sylvicoles par parcelle forestière. Nos résultats nous donnent une information importante sur la situation forestière actuelle du territoire, mais ne nous donne pas d'information pour ce qui concerne le volume de bois récoltable.

Les méthodes employées dans cette étude sont diverses et peuvent être mises en question. Le modèle non linéaire utilisé pour l'estimation du volume nécessite un paramétrage de base. Fait de façon aléatoire, le choix des paramètres pour la modélisation peut parfois ne pas marcher. Concernant les méthodes d'évaluation des services de régulation des aléas naturels, comme celle utilisée pour les avalanches, ne tient pas en compte des zones de rupture des pentes. L'équation universelle utilisée pour le service de régulation de l'érosion n'évalue que les pertes moyennes en sols causées par l'érosion de nappe. L'évaluation de la régulation des chutes de pierres se base sur un modèle de laboratoire. Aucune connaissance concernant les tailles réelles des blocs sur le terrain n'existe. En fin, Il existe de nombreux autres services écosystémiques forestiers non évalués comme (la chasse, l'alimentation, la régulation de la qualité des eaux, la récréation) pour plusieurs raisons. D'une part, le manque d'indicateurs fonction des caractéristiques d'un peuplement forestier. D'autre part, le manque de données dues au temps imparti pour effectuer ce travail. En perspective, une évaluation plus générale, englobant la totalité des services écosystémiques permettrait d'enrichir ce travail et définir une gestion plus durable au massif forestier du PNR des Bauges. Au vue de la dynamique rapide de l'occupation du sol et du climat, il serait possible d'envisager un suivi dans le temps et l'espace des facteurs d'érosion tel le sol et l'agressivité des pluies. En fin, adapter nos résultats à des études d'échelles de temps et d'espaces plus différents offrirait un cadre pour une planification territoriale de la ressource forestière plus efficace.

Références bibliographiques

- Abildtrup, Jens, Serge Garcia, Søren Bøye Olsen, et Anne Stenger. 2013. « Spatial preference heterogeneity in forest recreation ». *Ecological Economics*, Land Use, 92 (août): 67-77.
- Bégin, Jean, et Frédéric Raulier. 1995. « Comparaison de différentes approches, modèles et tailles d'échantillons pour l'établissement de relations hauteur-diamètre locales ». *Canadian Journal of Forest Research* 25 (8): 1303-12.
- Bellefleur, P., et Y. Pétilion. 1983. « Expérimentation sur la compétition interspécifique par élimination sélective d'espèces forestières ». *Canadian Journal of Forest Research* 13 (3): 522-32.
- Bennett, Elena M., Garry D. Peterson, et Line J. Gordon. 2009. « Understanding Relationships among Multiple Ecosystem Services ». *Ecology Letters* 12 (12): 1394-1404.
- Benoît, Marc, et Gersende Fizaine. 1999. « Quality of water in forest catchment areas ». 1999.
- Benrabah, S., H. Bousnoubra, N. Kherici, et M. Cote. 2013. « Caractérisation de la qualité des eaux de l'oued Kebir Quest (Nord Est algérien) ». *Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie* 26 (1): 30-39-39.
- Bernetti, I., G. Chirici, et S. Sacchelli. 2019. « Big Data and Evaluation of Cultural Ecosystem Services: An Analysis Based on Geotagged Photographs from Social Media in Tuscan Forest (Italy) ». *IForest - Biogeosciences and Forestry* 12 (1): 98.
- Blattert, Clemens, Renato Lemm, Oliver Thees, Manfred J. Lexer, et Marc Hanewinkel. 2017. « Management of ecosystem services in mountain forests: Review of indicators and value functions for model based multi-criteria decision analysis ». *Ecological Indicators* 79 (août): 391-409.
- Brang, Peter, Walter Schönenberger, Monika Frehner, Raphael Schwitter, Jean-Jacques Thormann, et Berchthold Wasser. 2006. « Management of protection forests in the European Alps: an overview ». *Forest Snow and Landscape Research* 80 (janvier).
- Calès, Guy, Jean Ladier, Sylvie Simon-Teissier, Antoine Hurand, Frederic Berger, et Freddy Rey. 2012. « Forêts de protection contre les aléas naturels: Diagnostics et stratégies ».
- Cattiau, V., E. Mari, et J.P. Renaud. 1995. « Forêt et protection contre les chutes de rochers ». *Ingénieries - E A T*, n° 3: 45-54.
- Charles, Lionel. 2016. « Le Réseau Action Climat dans et après la COP-21. Entretien avec Alix Mazounie ».
- Cordonnier, Thomas, Frédéric Berger, Ché Elkin, Tomas Lämås, et Maria Martinez. 2014. « ARANGE : Models and linker functions (indicators) for ecosystem ».
- Cordonnier, Thomas, Benoît Courbaud, Frédéric Berger, et Alain Franc. 2008. « Permanence of Resilience and Protection Efficiency in Mountain Norway Spruce Forest Stands: A Simulation Study ». *Forest Ecology and Management* 256 (3): 347-54.
- Crouzat, Emilie. 2015. « Etude des compromis et synergies entre services écosystémiques et biodiversité: Une approche multidimensionnelle de leurs interactions dans le socioécosystème des Alpes Française ». Grenoble: Université Grenoble Alpes.
- Deleuze, Christine, François Motneau, Jean-Pierre Renaud, Yannick Vivien, Michaël Rivoire, Philippe Santenoise, Fleur Longuetaud, Frédéric Mothe, Jean-Christophe Hervé, et Patrick Vallet. 2014. « EMERGE – Élaboration de Modèles pour une Estimation Robuste et Générique du bois Énergie », RenDez-Vous techniques de l'onf, 1 (44): 88.
- Dorioz, Julie, Jean-Luc Peyron, et Cécile Nivet. 2018. « L'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques ». Tour Séquoia, 92055 La Défense Cedex: Ministère de la transition écologique et solidaire.
- Dumas, J. 1986. « Relation entre l'érodibilité des sols et leurs caractéristiques analytiques », 27.
- Dupire, Sylvain, Franck Bourrier, Jean-Matthieu Monnet, S Bigot, Laurent Borgniet, Frédéric Berger, et Thomas Curt. 2016. « Novel quantitative indicators to characterize the protective effect of mountain forests against rockfall ». *Ecological Indicators* 67 (août): 98-107.
- Dupraz, Christian, et Fabien Liagre. 2008. *Agroforesterie: des arbres et des cultures*. France Agricole Editions.
- Filyushkina, Anna, Fitalew Agimass, Thomas Lundhede, Niels Strange, et Jette Bredahl Jacobsen. 2017. « Preferences for variation in forest characteristics: Does diversity between stands matter? » *Ecological Economics* 140 (octobre): 22-29.
- Gertrudix, R. Ruiz-Peinado, G. Montero, et M. del Rio. 2012. « Biomass Models to Estimate Carbon Stocks for Hardwood Tree Species ». *Forest Systems* 21 (1): 42-52.
- Godefroy, Jacques, et F. Jacquin. 1975. « Relation entre la stabilité structurale des sols cultivés et les apports organiques en conditions tropicales ; comparaison avec les sols forestiers ». *Fruits*.
- Grosbelle, Claire. 2008. « Evolution et effets sur la structuration du sol de la matière organique apportée en grande quantité ».
- Guitet, Stéphane. 2015. « Diversité des écosystèmes forestiers de Guyane française : distribution, déterminants et conséquences en termes de services écosystémiques ». Phdthesis, Université de Montpellier.
- Haines-Young, Roy, et Marion Potschin. 2018. « Guidance on the Application of the Revised Structure », 53.

- Hurand, Antoine, et Frédéric Berger. 2002. « Forêts et risques naturels Protection contre l'érosion, les mouvements de terrain et les avalanches ». *La Houille Blanche*, n° 3 (juin): 64-67.
- Ladier, Jean, Freddy Rey, et Philippe Dreyfus. 2012. « Guide de Sylvicultures de Montagne : Alpes du Sud françaises ».
- Larrieu, Laurent, et Alain Cabanettes. 2012. « Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests1This article is one of a selection of papers from the International Symposium on Dynamics and Ecological Services of Deadwood in Forest Ecosystems. » *Canadian Journal of Forest Research* 42 (8): 1433-45.
- Larrieu, Laurent, et Pierre Gonin. 2008. « L'indice de biodiversité potentielle (ibp) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers ». *Revue Forestière Française*, n° 6.
- Le Hir, C., E. Dimnet, et F. Berger. 2006. « Etude de la trajectographie des chutes de blocs en forêts de montagne ». *BULLETIN DES LABORATOIRES DES PONTS ET CHAUSSEES*, n° 263-264 (juillet).
- Lebourgeois, François, et André Granier. 1956. « Une analyse des changements climatiques régionaux en France entre 1956 et 1997. Réflexions en terme de conséquences pour les écosystèmes forestiers », 22.
- Lucas-Borja, M. E., J. Hedo, A. Cerdá, D. Candel-Pérez, et B. Viñegla. 2016. « Unravelling the importance of forest age stand and forest structure driving microbiological soil properties, enzymatic activities and soil nutrients content in Mediterranean Spanish black pine(*Pinus nigra* Ar. ssp. *salzmannii*) Forest ». *Science of The Total Environment* 562 (août): 145-54.
- Malik, Kaci. 2018. « Estimation de l'érosion hydrique par l'application de l'équation universelle de pertes en sol (USLE). Cas du bassin versant non jaugé de l'oued Rhiou, (Bassin de Cheliff) Algérie ». *Geo-Eco-Trop.*, 2017, 41, 3, n.s. : 503-518, mars.
- Marcon, Eric. 2015. « Mesures de la Biodiversité ». Master. Kourou, France.
- Meusburger, K., L. Mabit, J.-H. Park, T. Sandor, et C. Alewell. 2013. « Combined Use of Stable Isotopes and Fallout Radionuclides as Soil Erosion Indicators in a Forested Mountain Site, South Korea ». *Biogeosciences* Vol. 10, S. 5627–5638.
- Milodowski, David T., Simon M. Mudd, et Edward T. A. Mitchard. 2015. « Erosion rates as a potential bottom-up control of forest structural characteristics in the Sierra Nevada Mountains ». *Ecology* 96 (1): 31-38.
- MORNEAU, François, Cédric DUPREZ, et Jean-Christophe HERVÉ. 2008. « Mixed-species forests in metropolitan France. Characterization based on National Forest Inventory Findings ». 2008.
- Mouchet, Maud A., Pénélope Lamarque, Berta Martín-López, Emilie Crouzat, Pierre Gos, Coline Byczek, et Sandra Lavorel. 2014. « An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services ». *Global Environmental Change* 28 (septembre): 298-308.
- Multon, Bernard, Gaël Robin, Marie Ruellan, et Hamid BEN AHMED. 2004. « Situation énergétique mondiale à l'aube du 3ème millénaire. Perspectives offertes par les ressources renouvelables ». *La Revue 3 E. I.*, mars, pp.20-33.
- OSZWALD, Johan, Michel GRIMALDI, Solen LE CLEC, et Simon DUFOUR. 2014. « Des processus biophysiques aux indicateurs de services écosystémiques ». *Political ecology des services écosystémiques*, 191.
- Ozenda, Paul. 2002. *Perspectives pour une géobiologie des montagnes*. PPUR presses polytechniques.
- Panagos, Panos, Cristiano Ballabio, Pasquale Borrelli, Katrin Meusburger, Andreas Klik, Svetla Rousseva, Melita Perčec Tadić, et al. 2015. « Rainfall erosivity in Europe ». *Science of The Total Environment* 511 (avril): 801-14.
- Panagos, Panos, Pasquale Borrelli, et Katrin Meusburger. 2015. « A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water ». *Geosciences* 5 (2): 117-26.
- Panagos, Panos, Pasquale Borrelli, Katrin Meusburger, Christine Alewell, Emanuele Lugato, et Luca Montanarella. 2015. « Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale ». *Land Use Policy* 48 (novembre): 38-50.
- Panagos, Panos, Pasquale Borrelli, Katrin Meusburger, Emma H. van der Zanden, Jean Poesen, et Christine Alewell. 2015. « Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale ». *Environmental Science & Policy* 51 (août): 23-34.
- Paust, Keith, N.H. Ravindranath, Andre van Amstel, Harald Aalde, Jukka Alm, Sumana Bhattacharya, Kathryn Bickel, et al. 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Vol. 4. 5 vol. Institute for Global Environmental Strategies 2108 -11, Kamiyamaguchi Hayama, Kanagawa JAPAN, 240-0115: the Institute for Global Environmental Strategies (IGES).
- Rajan, K., A. Natarajan, K. S. Anil Kumar, M. S. Badrinath, et R. C. Gowda. 2010. « Soil organic carbon – the most reliable indicator for monitoring land degradation by soil erosion ». *Current Science* 99 (6): 823-27.

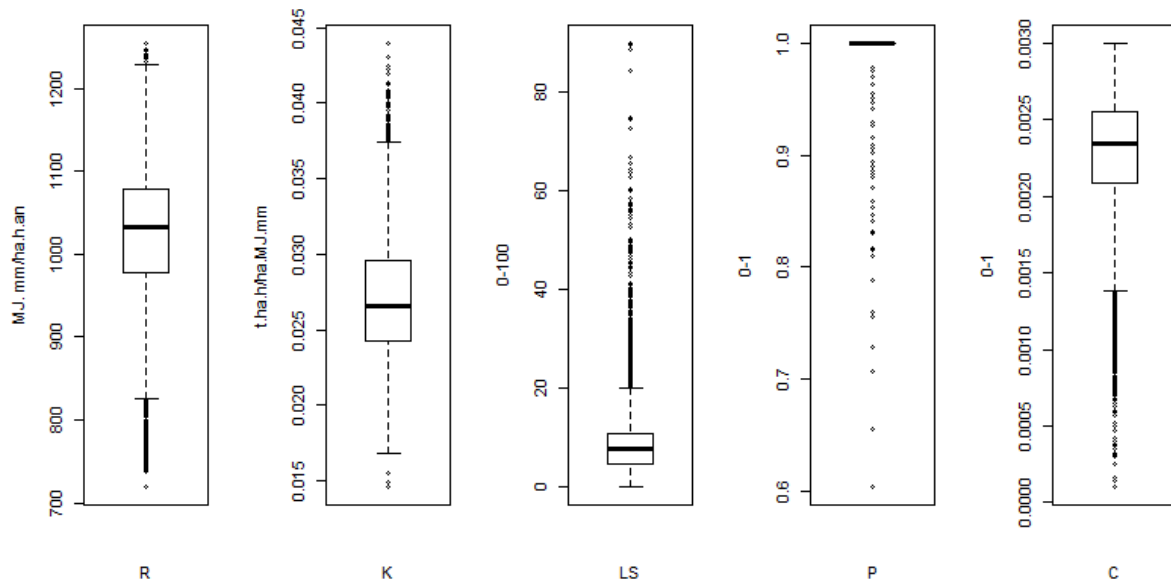
- Rey, Freddy, Jean-Louis Ballais, Alain Marre, et Georges Rovéra. 2004. « Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface ». *Comptes Rendus Geoscience* 336 (11): 991-98.
- Roces-Diaz, José V., Emilio R. Díaz-Varela, Marcos Barrio-Anta, et Pedro Álvarez-Álvarez. 2018. « Sweet Chestnut Agroforestry Systems in North-Western Spain: Classification, Spatial Distribution and an Ecosystem Services Assessment ». *Forest Systems* 27 (1): 03.
- Saad, Rosie, Thomas Koellner, et Manuele Margni. 2013. « Land Use Impacts on Freshwater Regulation, Erosion Regulation, and Water Purification: A Spatial Approach for a Global Scale Level ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (6): 1253-64.
- Sabatini, Francesco Maria, Rafael Barreto de Andrade, Yoan Paillet, Péter Ódor, Christophe Bouget, Thomas Campagnaro, Frédéric Gosselin, et al. 2019. « Trade-Offs between Carbon Stocks and Biodiversity in European Temperate Forests ». *Global Change Biology* 25 (2): 536-48.
- Sabir, Mohamed, Bernard Barthes, et Éric Roose. 2004. « Recherche d'indicateurs des risques de ruissellement et d'érosion sur les principaux sols des montagnes méditerranéennes du Rif occidental (Maroc) ». *Sécheresse* 15 (1): 105-110.
- Sadiki, Abdelhamid, Saidati Bouhlassa, Jamal Auajjar, et A Faleh et J.J. Macaire. 2004. « Utilisation d'un SIG dans la cartographie et l'évaluation des risques d'érosion. Exemple : le bassin versant de l'oued Boussouab, Rif oriental. *Bull. Inst. Scient. Raba* section Sciences de la Terre, n°26 (janvier): 69-79.
- Stokes, Alexia, Franck Salin, Adzo Dzifa Kokutse, Stéphane Berthier, Henri Jeannin, Shaun Mochan, Luuk Dorren, Nomessi Kokutse, Murad Abd.Ghani, et Thierry Fourcaud. 2005. « Mechanical Resistance of Different Tree Species to Rockfall in the French Alps ». *Plant and Soil* 278 (1-2): 107-17.
- Termansen, Mette, Colin J. McClean, et Frank Søndergaard Jensen. 2013. « Modelling and mapping spatial heterogeneity in forest recreation services ». *Ecological Economics, Land Use*, 92 (août): 48-57.
- Thom, Dominik, Marina Golivets, Laura Edling, Garrett W. Meigs, Jesse D. Gourevitch, Laura J. Sontter, Gillian L. Galford, et William S. Keeton. 2019. « The Climate Sensitivity of Carbon, Timber, and Species Richness Covaries with Forest Age in Boreal-Temperate North America ». *Global Change Biology* 0 (0). Consulté le 4 juin 2019.
- Tribak, Abdellatif, A El Garouani, et M Abahrour. 2009. « Evaluation quantitative de l'érosion hydrique sur les terrains marneux du Pré-Rif oriental (Maroc): cas du sous bassin de l'oued Tlata ». *Sécheresse* 20 (janvier): 333-37.
- Vallet, Patrick, et Thomas Perot. 2018. « Coupling transversal and longitudinal models to better predict Quercus petraea and Pinus sylvestris stand growth under climate change ». *Agricultural and Forest Meteorology* 263 (décembre): 258-66.
- Vannier, Clémence, Émilie Crouzat, Coline Byczek, Rémy Lasseur, Valentine Lafond, Thomas Cordonnier, Pierre-Yves Longaretti, et Sandra Lavorel. 2017. « Cartographier les services écosystémiques : quelles données, quels modèles, quelles incertitudes ? Exemple autour du bassin de vie de Grenoble ». *Environnement Urbain / Urban Environment*, n° Volume 11 (mars).
- Vuidot, Aurélie, Yoan Paillet, Frédéric Archaux, et Frédéric Gosselin. 2011. « Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats ». *Biological Conservation* 144 (1): 441-50.
- Walter, Christian, Antonio Bispo, Claire Chenu, Al Langlais-Hesse, et Christophe Schwartz. 2015. « Les services écosystémiques des sols: du concept à sa valorisation ». *Agriculture et Foncier-Concurrences entre Usages des sols et entre Usagers des sols Agricoles: La Question Foncière Renouvelée*, ed C. Demeter (Paris: Cahier Demeter), 51-68.
- Zilliox, Christophe, et Frédéric Gosselin. 2014. « Tree Species Diversity and Abundance as Indicators of Understory Diversity in French Mountain Forests: Variations of the Relationship in Geographical and Ecological Space ». *Forest Ecology and Management* 321 (juin): 105-16.

Annexes

1- Tableau de toutes les espèces de résineux et feuillus (données IFN)

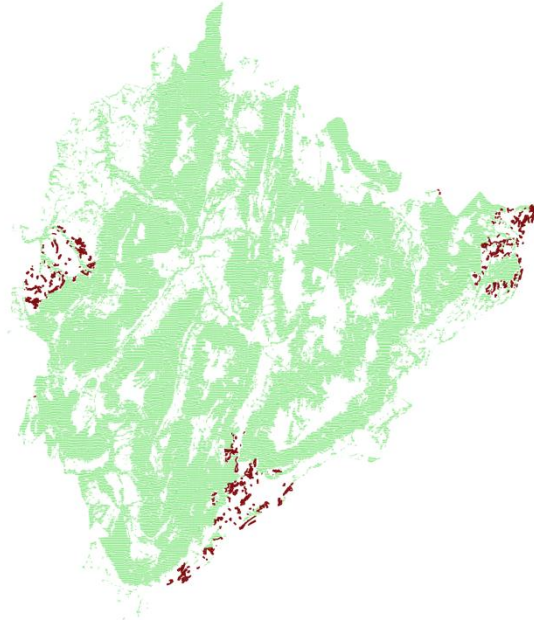
Feuillus	Chêne sessile, chêne pubescent, Hêtre, châtaignier, charme, bouleau pubescent, bouleau verruqueux, aulne blanc, aulne de corse, aulne glutineux, robinier faux acacia, érable sycomore, frêne commun, l'orme, peuplier cultivé, tilleul à grande feuilles, tilleul à petites feuilles, érable plane, érable champêtre, érables à feuilles d'obier, alisier blanc, sorbier des oiseleurs, tremble, peuplier grisard, peuplier noir, peuplier blanc, aulne vert, orme champêtre, merisier, prunier domestique, pommier sauvage, saule blanc, saule marsault, saule roux, noyer commun, alisier torminal.
Résineux	Pin sylvestre, pin laricio de corse, pin noir d'Autriche, pin à crochets, pin maritime, pin cembro, sapin pectiné, mélèze d'Europe, mélèze du japon, épicéa commun, séquoia toujours vert.

2- Distributions des valeurs des paramètres de l'équation universelle des pertes en sol



3-Carte du facteur P de l'équation universelle des pertes en sols

Localisation des zones où les valeurs du facteur P de l'USLE sont inférieures à 1



Légende

- bauges_dc_p
- Tissu urbain continu
- tissu urbain discontinu
- Réseaux routier et ferroviaire
- Terres arables
- Vignoles
- Prairies
- Systèmes cultureux
- Surfaces agricoles
- Pelouses et pâturages naturels
- Voies et Cours d'eau



www.ademe.fr

