



Des pratiques de gestion aux services écosystémiques. Le cas des futaies irrégulières de montagne

Thomas Cordonnier, Valentine Lafond, Benoît Courbaud, Lauric Cécillon,
Gregory Loucougaray, Freddy Rey

► To cite this version:

Thomas Cordonnier, Valentine Lafond, Benoît Courbaud, Lauric Cécillon, Gregory Loucougaray, et al.. Des pratiques de gestion aux services écosystémiques. Le cas des futaies irrégulières de montagne. Les services écosystémiques dans les espaces agricoles. Paroles de chercheur(e)s, pp.81-92, 2020. hal-02503330

HAL Id: hal-02503330

<https://hal.science/hal-02503330>

Submitted on 9 Mar 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0
International License



Des pratiques de gestion aux services écosystémiques Le cas des futaies irrégulières de montagne

Thomas Cordonnier, Valentine Lafond,
Benoît Courbaud, Lauric Cécillon,
Grégory Loucougaray, Freddy Rey

Irstea, Unité Lessem et Ecodiv-URA Université de Rouen
Normandie (L. Cécillon)

Enjeux

Le premier point que nous aborderons se rapporte aux enjeux de **production de bois d'œuvre et de bois énergie**. Tout d'abord, on observe un phénomène d'augmentation de la productivité dans certains écosystèmes forestiers. C'est le cas par exemple des hêtraies et les chênaies régulières du nord-est de la France (e.g. Bontemps *et al.*, 2012). Ensuite, le volume sur pied dans les forêts françaises croît de manière linéaire depuis 1970 (source IGN¹). Enfin, la demande en bois énergie augmente de manière rapide. En région Rhône-Alpes, le bois énergie commercialisé a ainsi plus que doublé entre 2007 et 2013 (source Agreste²). Il existe donc un accroissement du potentiel de production en France et un enjeu fort pour valoriser ce potentiel.

Le deuxième concerne la problématique de l'**adaptation des forêts au changement climatique**. Les effets du changement climatique sur les forêts peuvent être directs, comme par exemple la mortalité causée par une sécheresse ou une tempête. Ces effets peuvent induire d'autres perturbations, comme des attaques d'insectes associées à des pertes supplémentaires de biomasse. Ces pertes peuvent enfin provoquer des événements secondaires, comme des glissements de terrain, avec des risques pour les infrastructures ou les populations. Il existe ainsi un enjeu particulièrement fort de limitation des effets négatifs du changement climatique, non seulement sur la production mais également sur les autres services écosystémiques rendus par les forêts.

Il faut enfin citer la nécessaire prise en compte de la **biodiversité et des multiples services** rendus par les forêts : services de régulation, services culturels et services de production. Cela implique de développer des approches plus intégrées des écosystèmes forestiers, et de développer des méthodes de suivi de la biodiversité et de la fourniture des services dans le temps et dans l'espace. Surtout, cela conduit à s'interroger sur les possibilités ou non de concilier les différents objectifs de gestion aux différentes échelles (parcelle, forêt, massif, territoire ; Cordonnier *et al.*, 2016).

Approches de gestion

Un autre élément de contexte concerne l'évolution des approches de gestion en forêt au cours des deux derniers siècles. Suite à la révolution industrielle dans les pays de l'hémisphère nord, des changements profonds dans les systèmes de sylviculture ont conduit à une simplification de la composition et des structures forestières (figure 1, Messier *et al.*, 2015). On peut citer par exemple la pratique des coupes rases : plantations en Amérique du Nord, et le développement de plantations résineuses pour la production de bois et la protection des sols en Europe, comme lors de la restauration des terrains en montagne en France. Le développement de la futaie régulière en Europe a également conduit au début du XIX^e siècle à privilégier des forêts à une seule strate et une seule espèce. Dans les années 1980, on observe ainsi des paysages qui sont, dans certains cas, dominés par des peuplements relativement simplifiés avec des pratiques qui, le plus souvent, laissent peu de résidus biologiques après coupe.

L'émergence de la notion d'écosystème puis, plus tardivement, de biodiversité est venue bousculer les anciens paradigmes de gestion (figure 1). On a ainsi vu naître de nouvelles approches de gestion : en Europe, la sylviculture à couvert continu (continuous-cover forestry) et la sylviculture proche de la nature (close-to-nature forestry) et en Amérique du Nord, la gestion écosystémique (ecosystem management), la gestion basée sur les perturbations naturelles (disturbance-based management) et la gestion par rétention (retention forestry). Plus récemment, ont vu le jour des approches basées sur le principe de résilience ou sur une vision dynamique des écosystèmes, qu'il faut accompagner dans leur évolution (complex adaptive systems).

La gestion proche des perturbations naturelles

consiste à imiter les structures et processus liés aux perturbations pour limiter l'homogénéisation des forêts (cf encadré ci-dessous). Par exemple, dans le cas de la gestion par trouée (gap-based management), l'objectif est d'imiter la structure spatiale induite par les perturbations, en particulier celles liées aux tempêtes. Le forestier va ainsi essayer de jouer sur la taille et la fréquence des trouées pour créer des gradients de ressources (ex. gradients de lumière) favorables au renouvellement de différentes espèces forestières.

La méthode de rétention consiste à permettre le maintien dans l'espace et dans le temps d'éléments biologiques essentiels pour le cycle de vie des espèces (habitats, ressources). L'objectif est de pratiquer la rétention d'arbres ou groupes d'arbres lors des coupes rases ou définitives, de surfaces non exploitées, d'arbres morts sur pied et de pièces de bois mort au sol. En Europe, la pratique de rétention s'est davantage concentrée sur la préservation d'arbres à cavité, de très gros arbres et d'arbres morts. Dans d'autres parties du monde, la rétention concerne davantage la préservation d'arbres vivants par îlots ou de manière diffuse lors des coupes d'exploitation.

La sylviculture proche de la nature vise à se reposer au maximum sur la dynamique et les processus naturels pour atteindre les objectifs de gestion. Il s'agit d'exclure les coupes rases, de favoriser le renouvellement naturel, de favoriser l'hétérogénéité des tailles des arbres à une échelle très fine et de limiter les intrants (ex. travaux forestiers). La sylviculture proche de la nature se focalise sur le développement individuel des arbres, abandonnant plus ou moins l'idée d'une norme sylvicole à l'échelle du peuplement.

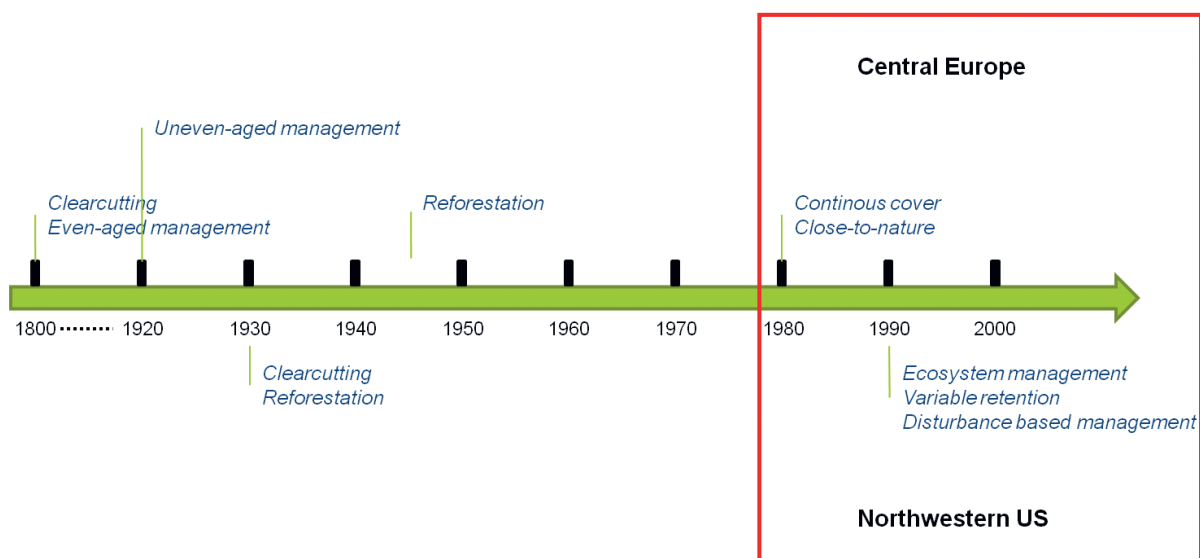
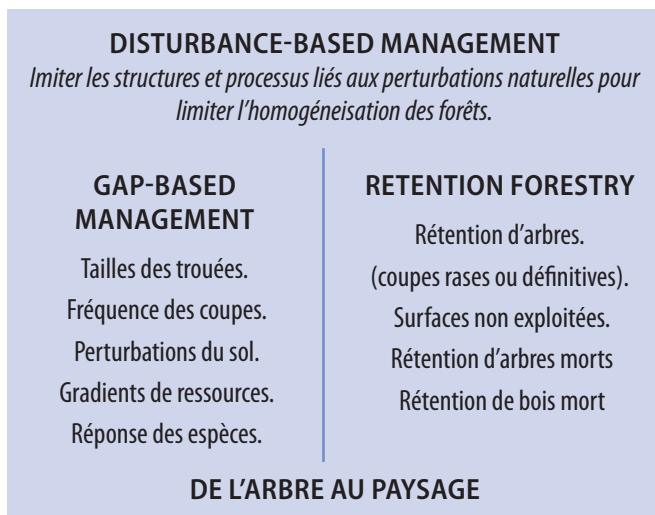


Figure 1. Chronologie des approches de gestion (d'après Messier *et al.*, 2015).



Long 2009



Bauhus et al., 2013

L'ensemble de ces approches vise à maintenir des structures biologiques qui permettent une continuité spatiale et temporelle des habitats et ressources pour les espèces (figure 2). L'hétérogénéité est considérée comme une pierre angulaire qui permet de favoriser à la fois la diversité des niches des espèces et la résilience des écosystèmes à de nouveaux stress et perturbations. La sylviculture qui imite les perturbations naturelles et la sylviculture proche de la nature ont ainsi toutes deux pour objectifs d'augmenter l'hétérogénéité spatiale, la diversité des tailles et si possible la diversité des espèces. L'hétérogénéité ainsi créée doit garantir une meilleure stabilité, adaptabilité et flexibilité des écosystèmes, ce qui *in fine* est favorable à la fonction de production. La sylviculture par rétention vise plus directement le compartiment biodiversité qui est censé améliorer le fonctionnement des écosystèmes et ainsi accroître leur résilience aux perturbations.

Les différentes approches se distinguent surtout par le grain d'hétérogénéité recherché : relativement fin pour la sylviculture proche de la nature et plus large pour la sylviculture basée sur les perturbations naturelles.

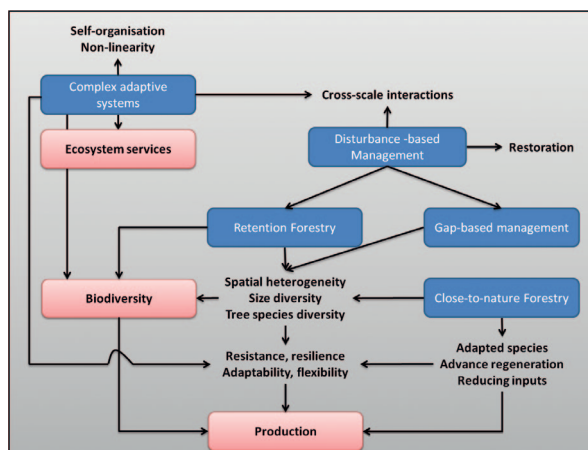


Figure 2. Différentes approches de gestion et leurs relations à la biodiversité, la production et les services écosystémiques.

Des évolutions dans les objectifs et les pratiques de gestion

Ces différents éléments de contexte ont conduit à proposer des évolutions profondes des objectifs et des pratiques de gestion. On peut citer notamment :

- › le raccourcissement des révolutions forestières et la baisse des diamètres d'exploitabilité comme éléments d'adaptation des forêts au changement climatique (limiter l'exposition au risque) et aux augmentations de productivité constatés ;
- › la réduction des densités afin de limiter la consommation en eau des peuplements forestiers pour l'adaptation au changement climatique ;
- › la promotion des mélanges d'espèces composant le peuplement et le recours à des espèces adaptées aux conditions locales ;
- › le maintien d'arbres à cavité, d'arbres morts et de surfaces non exploitées en faveur de la biodiversité.

Se pose alors la question des conséquences à long terme de ces pratiques et objectifs sur la biodiversité, les services écosystémiques et leur relation. Quelle est l'efficacité réelle des différentes approches présentées, notamment pour la biodiversité, la production, mais aussi les services associés comme le stockage de carbone, la régulation de l'eau et les aspects récréatifs ? Se pose également la question des possibilités de concilier ou non ces différents objectifs et d'identifier les pratiques permettant de limiter les éventuels compromis.

La suite du présent chapitre présente des travaux menés sur la conciliation entre production et biodiversité. Ces travaux suivent une approche de modélisation et de simulation, qui permettent d'aborder cette question dans une perspective de long terme.

Études de modélisation et simulations

Dans sa thèse, Lafond (2014) synthétise quelques caractéristiques d'études de modélisation et simulations ayant abordé la question des relations entre services écosystémiques. Ces études consistent pour la plupart à comparer des gestions très contrastées, par exemple une absence d'exploitation, une gestion très intensive pour la biomasse et une gestion plus classique. Elles étudient les effets à long terme de ces gestions sur la fourniture de différents services. Certains services, par exemple celui de protection contre les aléas gravitaires, sont peu étudiés. La biodiversité est abordée le plus souvent par des indicateurs indirects (ex. volume de bois mort). Quelques études abordent la ressource en eau et le fonctionnement du sol, mais au final ce sont surtout les services de stockage de carbone et de production de bois qui sont étudiés. L'analyse des sylvicultures et de leurs effets sur les services repose sur différentes méthodes : somme pondérée des valeurs des indicateurs, calcul d'une fonction d'utilité, etc.

Approfondir les impacts des pratiques de gestion sur les services

Comme ces études comparent des grands types de gestion, on a du mal à identifier les pratiques qui influent le plus sur la fourniture des services et qui sous-tendent les relations de compromis ou de synergie entre ces services. Afin de combler cette lacune, nous avons décidé d'explorer une très large palette de scénarios sylvicoles en privilégiant une approche quantitative des pratiques. Il s'agit de mieux quantifier les relations entre pratiques fines de gestion et fourniture des services tout en testant l'efficacité d'approches spécifiques de gestion, par exemple la gestion par trouée ou la gestion avec rétention. En outre, il s'agit également de pouvoir analyser les marges de manœuvre possibles en gestion pour améliorer un service sans dégrader l'autre.

Ne pas faire de choix a priori :

- explorer toutes les possibilités (pas de scénario prédéfini),
- pas de préférence a priori pour un service écosystémique (pas de pondérations).
- > explorer de nouveaux scénarios de gestion.

Cibler les facteurs influents et caractériser leurs effets :

- > mieux quantifier les relations entre pratiques et services,
- > tester l'efficacité d'actions spécifiques de gestion.

Étudier les interactions et compensations entre pratiques de gestion :

- > identifier les marges de manœuvre pour la gestion.

La sapinière-pessière irrégulière de montagne

A Irstea Grenoble, nous travaillons sur la sapinière-pessière irrégulière, qui représente le premier mélange résineux de montagne en France. Nous privilégions l'étude de la sylviculture irrégulière qui consiste, sur une même unité de gestion et lors de chaque intervention, à récolter des arbres matures, à réaliser des éclaircies dans des zones denses et à favoriser localement la régénération acquise. On prélève également les arbres dépérissant.

Modèle de dynamique forestière

Dans nos travaux, nous utilisons un modèle de dynamique des sapinières-pessières irrégulières de montagne, Samsara2 (figure 3, Courbaud *et al.*, 2015). Il s'agit d'un modèle individu centré (on modélise le devenir de chaque arbre) et spatialement explicite (on connaît les coordonnées spatiales de chaque arbre et on tient compte de la structure spatiale pour la simulation des différents processus). L'ensemble de la dynamique repose sur la compétition pour la lumière : l'interception de la lumière par les arbres est modélisée de manière très détaillée. Ce modèle, qui a été calibré pour le sapin et l'épicéa, intègre un algorithme assez fin de sylviculture irrégulière (Lafond *et al.*, 2014), qui nous permet de simuler des pratiques de rétention de bois mort ou gros bois vivant, la création de trouées et de contrôler différents leviers de dynamisation de la sylviculture (réduction des densités et des diamètres d'éclaircie et de récolte). Le modèle est intégré dans la plateforme de simulation Capsis4 de l'Inra (figure 4, Dufour-Kowalski *et al.*, 2012).

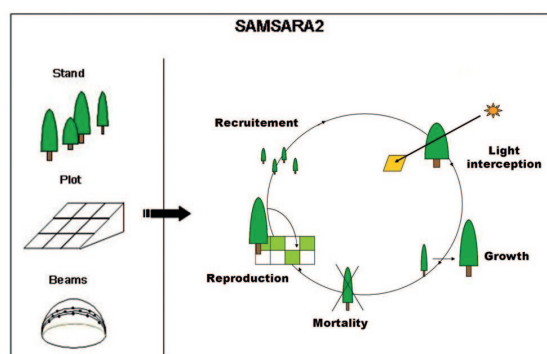


Figure 3. Schéma de fonctionnement du modèle Samsara 2 (Courbaud *et al.*, 2015, Courbaud *et al.*, 2003).

Approche

À partir de ce modèle de simulation, nous avons réalisé une expérimentation virtuelle basée sur le principe d'analyse de sensibilité (Lafond, 2014 ; Lafond *et al.*, 2015 ; figure 5). Nous avons fait varier un ensemble de paramètres du modèle liés à la démographie des espèces (42 paramètres), aux états initiaux des peuplements (5 paramètres) et aux pratiques de sylviculture (15 paramètres). Pour chaque ensemble de valeurs des paramètres, on réalise une simulation avec le modèle sur une période fixée (ici, cent cinquante ans). En cours de simulation, on dispose de modules spécifiques qui calculent à chaque pas de temps des indicateurs de biodiversité et de production de bois, basés sur les prélèvements, la structure et la composition du peuplement. En sortie, on obtient des séries temporelles de différents indicateurs liés à la biodiversité et à la production de bois, qui nous permettent ensuite de faire des analyses sur le moyen terme. Nous disposons également de modules permettant d'évaluer le service de protection contre les aléas gravitaires et le stock de carbone dans le peuplement.

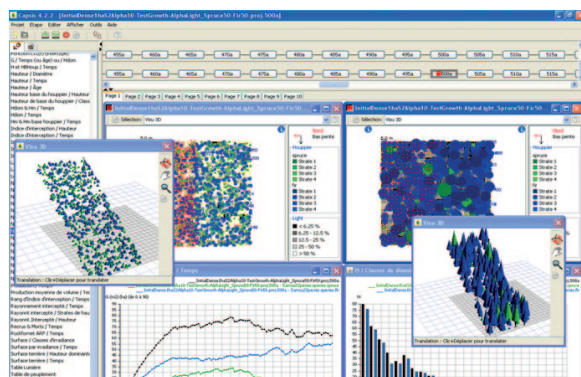


Figure 4. Capture d'écran de la plateforme Capsis4 – Computer-aided projection of strategies in silviculture (Dufour-Kowalski *et al.*, 2012).

Facteurs testés

Il s'agit de faire varier au maximum les paramètres d'entrée pour obtenir des réponses claires des indicateurs en sortie mais également d'explorer leur gamme d'incertitude (paramètres démographiques) ou de variation naturelle. Il faut cependant que ces variations restent dans le domaine de validité du modèle (paramètres démographiques) et fassent sens pour le gestionnaire forestier (paramètres sylvicoles). Le tableau 1 donne les différents paramètres de sylviculture et leurs gammes de variation. On retrouve des paramètres associés aux grandes approches de gestion décrites précédemment : quantité totale de prélèvement et distribution de ce prélèvement dans les différentes catégories de diamètre (dynamisation), prélèvements par trouées, rétention d'arbres morts et de gros bois vivants.

	Code	Paramètre	min	max	plausible
Arbres cibles (diamètres)	dH	diamètre d'exploitabilité (cm)	42.5	67.5	6
	dT	diamètre d'éclaircie (cm)	17.5	32.5	4
	gC+	prélèvement maximum par coupe (m³)	7	12	6
	gC%	prélèvement standard par coupe (m³)	4	7	4
Quantités, proportions prélevées	gCm	prélèvement minimum par coupe (m³)	1	4	4
	hRx	% de récolte (en surface terrière) dans les arbres de diamètre d2 dH	0.25	1	6
	hTx	% d'éclaircie (en surface terrière) dans les arbres de diamètre d2 dH	0	0.5	6
	sVP	puissance de pondération liée à la proportion de l'espèce	0.1	100	4
Arbres cibles proba. de coupe = f(diamètre, espèce)	hVMP	puissance de pondération liée au diamètre des arbres pour la récolte	0.1	100	4
	hVTP	puissance de pondération liée au diamètre des arbres pour l'éclaircie	0.1	100	4
	sAM	surface maximale des trouées (m²)	1	2500	6
	eB	distance tampon entre arbres ou groupes récoltés (m)	0	15	4
Gestion par trouée	eBT	nb d'arbres préservés pour la biodiversité (nb/ha)	0	6	4
	dvPH	% des arbres morts frais récoltés	0	1	6
	mC	Seuil de préservation des essences minoritaires (% surface terrière min)	0	0.3	4

Tableau 1. Paramètres de sylviculture et leurs gammes de variation.

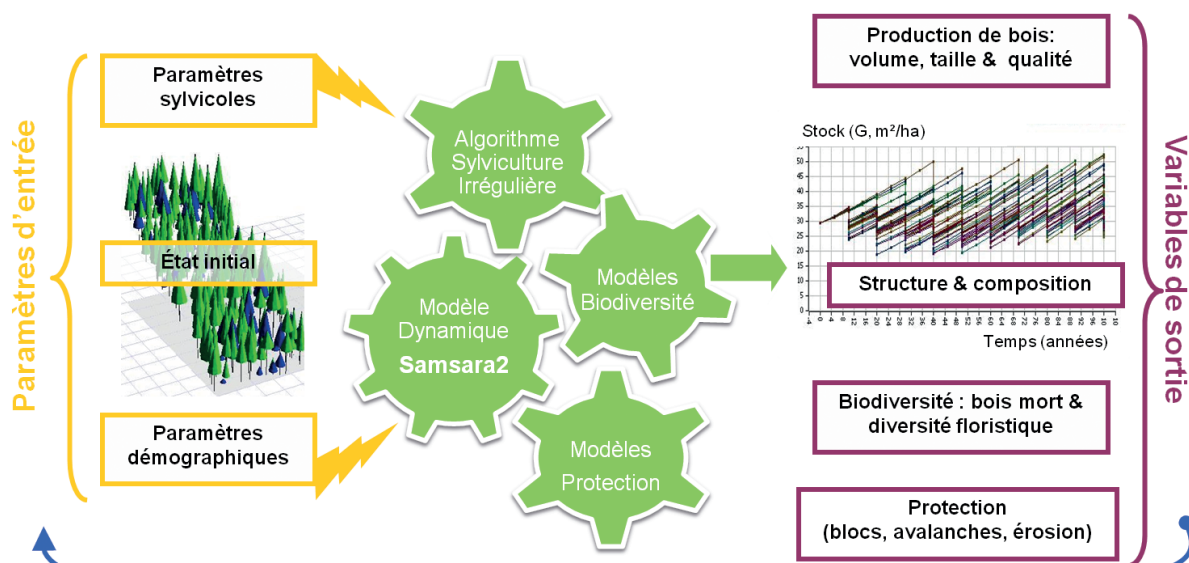


Figure 5. Paramètres d'entrée et variables de sortie d'une expérimentation virtuelle de dynamique forestière.

La figure 6 présente un exemple de pratique sylvicole simulée par le modèle. Pour un même peuplement et un même niveau de prélèvement, on peut simuler différents niveaux d'agrégation spatiale des arbres prélevés, ce qui aboutit à asseoir différentes tailles de trouées.

Le choix des indicateurs constitue une étape importante. Il en existe un très grand nombre. L'objectif est, dans la mesure du possible, de sélectionner plusieurs indicateurs pour chaque service car les indicateurs peuvent répondre de façon différente aux pratiques. Cela est particulièrement vrai dans le cas de la biodiversité. Selon le taxon considéré, les conclusions des études peuvent ainsi être très différentes. Dans un souci de compromis (complexité, diversité des réponses), nous avons donc retenu trois indicateurs pour la biodiversité, deux indicateurs pour la production de bois et trois indicateurs de la structure du peuplement pour évaluer

le maintien ou non d'une structure irrégulière au cours de la simulation (tableau 2).

Analyse

L'analyse des simulations comporte plusieurs étapes clés. On réalise tout d'abord un premier filtre avec une méthode d'analyse de sensibilité qui permet de détecter les facteurs qui sont le plus influents (Lafond, 2014). On passe ainsi de 15 indicateurs de gestion à 12, de 42 à 4 pour la démographie, et de 5 à 3 pour l'état initial des peuplements (figure 7).

Ensuite, on pratique un deuxième plan d'expérience où l'on fait un échantillonnage très intensif des paramètres retenus, et l'on construit par régression pour chaque indicateur un méta-modèle (Lafond, 2014 ; Lafond *et al.*, 2015). Le méta-modèle établit une relation linéaire entre un indicateur (la réponse) et les différents paramètres d'entrée (démographie,

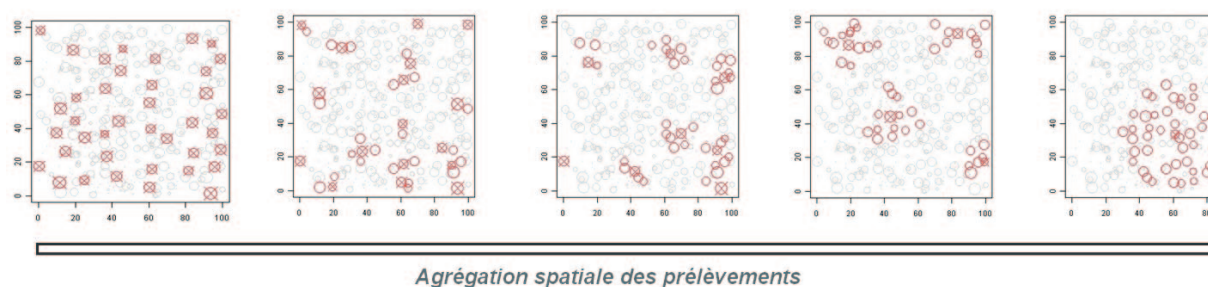


Figure 6. Tailles de trouées selon cinq niveaux d'agrégation spatiale des prélèvements (Lafond *et al.*, 2014). Trouée de 2 000 m² à l'extrême droite ; trouées de 400 m² au centre

Type	Indicator	Name	Unit	Description
Sustainability	Stand stocking	* G	m ² /ha	Basal area of adult trees (diameter ≥ 17.5 cm)
		AGBM	t/ha	Above-ground biomass (all trees)
	Stem density	N	nb/ha	Number of adult trees (diameter ≥ 17.5 cm)
	Tree size	Dg	cm	Quadratic mean diameter of adult living trees (diameter ≥ 17.5 cm)
	Spatial structure	ICE	no unit	Clark-Evans Index, regular structure if ICE>1, aggregated if <1; see Lafond <i>et al.</i> (2014)
	Tree size diversity	* GiniG	no unit	Gini index on individual basal areas; see Lafond <i>et al.</i> (2014b) for the formula
	Pole density	PoleN	nb/ha	Number of poles, i.e. trees with ϵ [7.5; 17.5[cm
Timber production	Composition	* MixR	% of G	Tree species mixing ratio, proportion of spruce over total basal area (spruce and fir)
	Pole composition	PoleMixR	% of PoleN	Proportion of spruce over the total pole density
	Timber volume	* CutV	m ³ /ha	Total volume of merchantable wood - estimated from taper rules
	Size of products	CutDg	cm	Quadratic mean diameter of cut trees
		% L Timber	% of CutV	Proportion of large trees (diameter ≥ 42.5 cm) over total harvest
		% XL Timber	% of CutV	Proportion of very large trees (diameter ≥ 62.5 cm) over total harvest
	Timber quality	* % Decl. Prod.	% of CutV	Proportion of "declassified product" (fresh dead trees) over total total harvest
Biodiversity conservation		% Spruce Prod.	% of CutV	Proportion of spruce over total harvest
	Tree species diversity	* D	no unit	True diversity index $D = \exp(H)$ (Jost 2006), with H being the Shannon's entropy index H (Neumann et Starlinger 2001), based on the number of species (here two) and their relative abundance in basal area
	Density of very large trees	NVLT	nb/ha	Number of trees with diameter ≥ 70cm
	Dead wood quantity	CWD Vol.	m ³ /ha	Volume of Coarse Woody Debris, i.e. dead wood pieces with diameter ≥ 7cm
		FWD Vol.	m ³ /ha	Volume of Fine Woody Debris, i.e. of dead wood pieces with diameter < 7cm
		Snags D50 Nb	nb/ha	Density of large snags, i.e. of standing dead trees with diameter ≥ 50cm
	Dead wood quality / diversity	* DWDI	nb of categories	Dead Wood Diversity Index, based on the number of dead wood categories (species position × diameter category × decay classes) (Similä <i>et al.</i> 2003)
Biodiversity conservation		SRS Tol.	nb of species	Specific Richness Score for Tolerant herbaceous species (mean SR* / max SR*)
	Diversity of the understory vegetation	SRS Mid-tol.	nb of species	Specific Richness Score for Mid-tolerant herbaceous species (mean SR* / max SR*)
		SRS Intol.	nb of species	Specific Richness Score for Intolerant herbaceous species (mean SR* / max SR*)
		* VegetDiv. Score	nb of species	Global Vegetation Diversity Score, defined as the mean of the scores of the 3 groups

Tableau 2. Sélection (voir astérisques) des indicateurs pour la biodiversité, la production de bois et la structure du peuplement (Lafond *et al.*, 2015).

états initiaux, pratiques sylvicoles). À partir de ce méta-modèle, on peut étudier l'effet de chaque paramètre en termes de signe (positif, négatif), de forme (linéaire simple, quadratique), de magnitude (importance de l'effet) et d'interaction avec les autres paramètres.

À partir de ces méta-modèles, on peut également calculer des indices de sensibilité qui fournissent des éléments sur la magnitude et le sens de l'effet, dessiner la fonction de réponse qui nous donne des éléments sur la forme de la relation et enfin produire des surfaces de réponse qui permettent de visualiser les interactions entre paramètres (figure 9). Ces surfaces de réponse nous permettent par exemple de détecter les synergies possibles entre paramètres liés à la sylviculture.

Résultats

La figure 8 présente un exemple de résultat pour l'analyse des indices de sensibilité. On dispose d'un méta-modèle pour un indicateur, par exemple la diversité du bois mort. Le graphique présente l'importance et le sens de l'effet de chaque paramètre étudié sur cet indicateur. Les paramètres sont regroupés en famille (voir couleurs) : démographie, état initial et sylviculture (trouées, dynamisation et

rétenion). Pour cet indicateur, on constate que la dynamisation de la sylviculture diminue la valeur de l'indicateur alors que la pratique de rétenion l'améliore. De manière logique, le maintien d'arbres morts s'avère beaucoup plus efficace que le maintien de très gros arbres vivants.

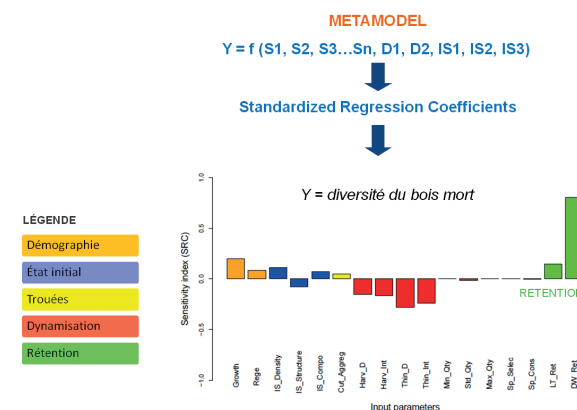


Figure 8. Sensibilité de l'indicateur « diversité du bois mort » aux paramètres du méta-modèle (Lafond et al., 2015). Rege : regeneration ; IS : initial state ; Compo : composition ; Aggreg : aggregation ; Harv : harvesting ; Thin : thinning ; Int : intensity ; D : diameter limit ; sd : standard ; Qty : quantity ; LT : large tree ; DW : dead wood ; Sp : species ; Selec : selection ; Cons : conservation ; Ret : retention .

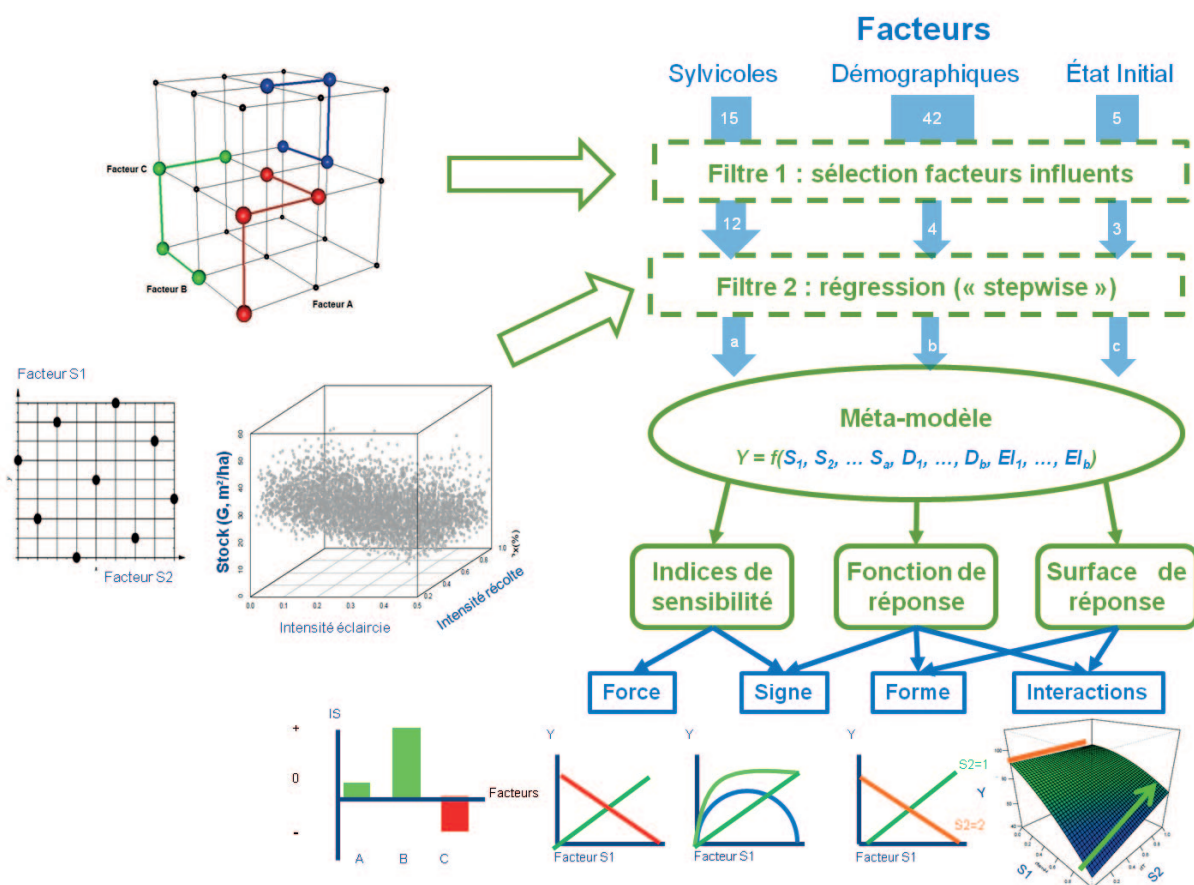


Figure 7. Description de l'approche méthodologique fondée sur le principe d'analyse de sensibilité. Sélection de facteurs influents avec la méthode de Morris (criblage, échantillonnage OAT³ ; Morris, 1991 ; Campolongo et al., 2007 ; Ciric et al., 2012) puis construction d'un méta-modèle basé sur un échantillonnage intensif (OA-LHS4 ; Owen, 1992 ; Tang, 1993) avec distribution de modalités par facteurs et stratification de l'espace factoriel (à gauche du graphique). Construction à partir du méta-modèle d'indices de sensibilité, de fonctions et de surfaces de réponse pour étudier l'effet des paramètres.

À partir de l'ensemble des résultats sur l'indice de sensibilité, on peut réaliser une synthèse résumant l'impact de chaque approche de gestion sur les différents indicateurs étudiés (biodiversité et production de bois ; figure 9).

- › La dynamisation a globalement un effet négatif sur les indicateurs de biodiversité et positif sur les indicateurs de production.
- › La sylviculture par trouées peut avoir des impacts positifs ou négatifs sur la biodiversité selon les indicateurs et semble peu influente sur la production.
- › La rétention a un effet globalement positif sur la biodiversité et négatif sur la production.

À partir de ces éléments, on peut mettre en avant des possibilités de compensations entre pratiques de gestion (figure 9).

Ainsi, les effets négatifs de la dynamisation sur la biodiversité peuvent être en partie compensés par des pratiques de rétention et une sylviculture par trouées (Lafond *et al.*, 2015). Il est toutefois important de noter que cette compensation n'est pas totale (figure 10) : elle s'accompagne toujours d'une légère perte de production et ne permet de compenser qu'une partie des indicateurs de biodiversité (cf. sylviculture par trouées).

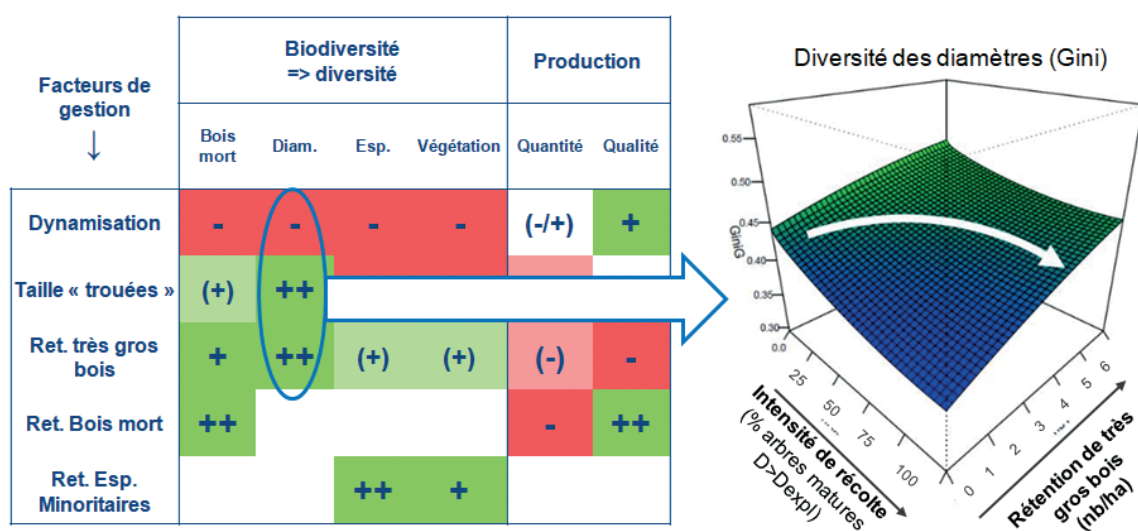


Figure 9. Compensation entre pratiques de gestion (à droite) à partir des résultats sur l'impact de ces pratiques sur la biodiversité et la production de bois (à gauche ; Lafond *et al.*, 2015).

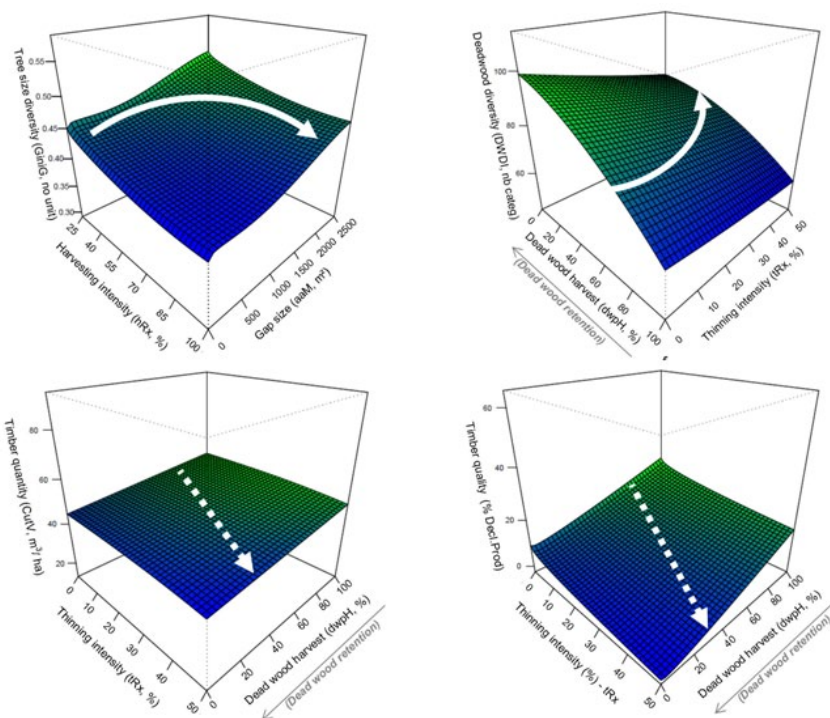


Figure 10. Exemples de compensations entre pratiques de gestion, pour différents indicateurs (Lafond *et al.*, 2015).

Conclusions

En conclusion, nous avons pu mettre en évidence, par modélisation, un effet positif de la dynamisation de la sylviculture sur la production. En outre, d'autres résultats nous indiquent que cette dynamisation permet de réduire la densité de manière durable. Donc, les objectifs de la **dynamisation** sont bien remplis.

Par contre, cette dynamisation s'accompagne d'une diminution des valeurs de certains indicateurs de biodiversité. **Des compensations** sont possibles par **des pratiques de rétention et une sylviculture par trouées** avec toutefois une perte de production. En outre, la sylviculture par trouées a des effets contrastés selon les indicateurs et ne permet pas d'améliorer l'ensemble des indicateurs de biodiversité. Elle est en revanche particulièrement efficace pour maintenir une structure irrégulière sur le long terme.

Cette analyse illustre la complexité des réponses à long terme de services écosystémiques aux pratiques de gestion et la nécessité de recourir à différents indicateurs pour évaluer un même service.

Perspectives

La suite de cette étude consiste à intégrer d'autres services, en particulier celui de protection contre les aléas gravitaires (chutes de blocs, avalanches, glissements de terrain), un service important en forêt de montagne. Il s'agit également d'aller au-delà de la réponse moyenne et d'essayer d'identifier, parmi les cinq mille scénarios simulés (points sur la figure 11), les scénarios optimaux vis-à-vis de plusieurs services écosystémiques.

On peut par exemple déterminer **les fronts de Pareto**, c'est-à-dire les frontières définies par les scénarios les plus performants vis-à-vis des différents services étudiés. Cela permet d'identifier les situations de compromis (figure 11). Dans notre exemple, une première analyse met en évidence un compromis entre l'indicateur volume de bois mort (biodiversité) et l'indicateur volume de bois prélevé (production). Pour d'autres couples de services (ex. : protection-production), on n'observe pas de compromis. Outre l'identification de scénarios performants, l'intérêt des fronts de Pareto réside dans l'analyse de la distance entre des scénarios de gestion actuellement appliqués et les scénarios situés sur le front (Lafond *et al.*, 2017), ce qui permet la recherche des possibilités techniques pour rejoindre ces scénarios optimaux.

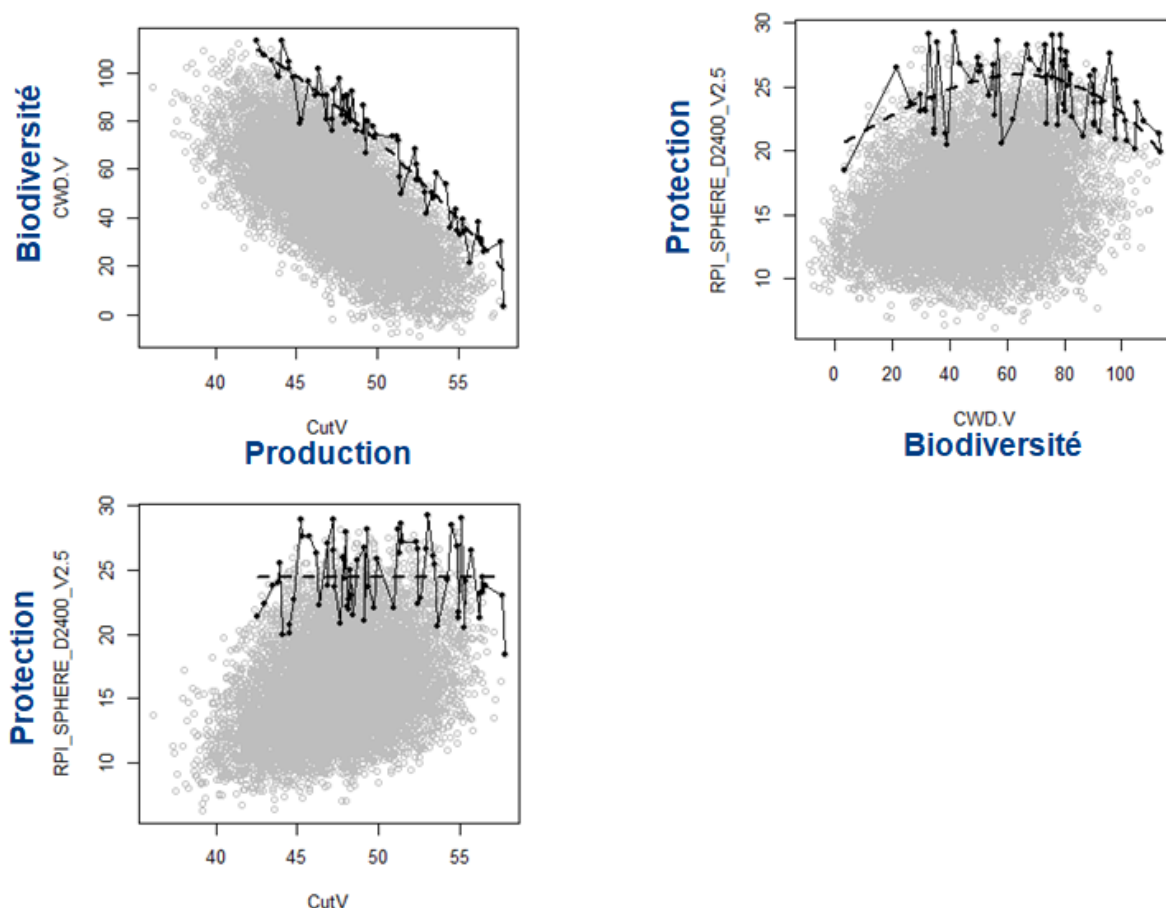


Figure 11. Étude des fronts de Pareto pour identifier les situations de compromis entre production, biodiversité et protection en forêt (voir Lafond *et al.*, 2017) pour une mise à jour de ces fronts.

Monter en généralité

Comment peut-on monter en généralité ? En 2014, au sein de l'unité de recherche EMGR⁵, nous avons organisé une animation transversale, autour de la notion de service écosystémique, entre chercheurs travaillant sur les sciences du sol, l'ingénierie écologique, l'écologie et les sciences forestières. Nous avons pu établir un schéma conceptuel (figure 12 ; Rey *et al.*, 2015) qui permet de structurer les relations entre pratiques de gestion, capital naturel, fonctions écologiques et services écosystémiques. Nous avons notamment voulu mettre l'accent sur la notion d'« input » en gestion, qui repose sur deux gradients : un gradient biologique-artificiel et un gradient endogène-exogène. Ce schéma reprend également l'idée de propriété du capital naturel difficile à modifier (ex. : roche mère) et celle aisément modifiable (ex. : structure d'une communauté).

Le capital naturel influence directement les fonctions de l'écosystème (ex. : production primaire, recyclage des nutriments, stabilité des sols, habitats, etc.) et leurs dynamiques temporelles et spatiales. L'ensemble de ces éléments détermine le niveau et la variabilité temporelle de la fourniture des différents services écosystémiques. Certains sont directement ciblés par la gestion (ex. production de bois). Les autres ne sont pas ciblés par la gestion mais peuvent contribuer à la fourniture du service cible. L'objectif consiste alors à garantir un haut niveau de fourniture du service cible sans dégrader le niveau des autres services en essayant d'appuyer au maximum la gestion sur des inputs biologiques endogènes. On rejoint alors la problématique de l'intensification écologique (Cordonnier et Peyron,

2015). La figure 12 reprend deux exemples vus précédemment pour illustrer l'intérêt du schéma conceptuel.

Types d'inputs

À partir de la figure 13, revenons sur la notion d'input. Par exemple, un fertilisant chimique constitue un input artificiel exogène alors que planter des espèces natives représente un input biologique endogène. Ce schéma permet également de situer la sylviculture proche de la nature et la sylviculture basée sur les perturbations naturelles. Il est important de garder à l'esprit que ces approches peuvent en réalité couvrir des pratiques très hétérogènes, pour certaines assez artificielles.

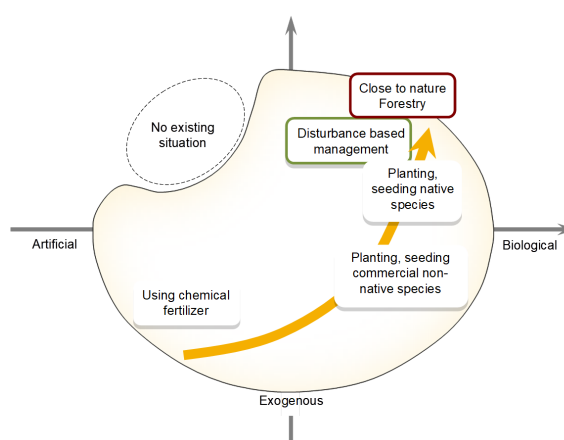


Figure 13. Types d'inputs dans les pratiques de gestion (d'après Rey *et al.*, 2015).

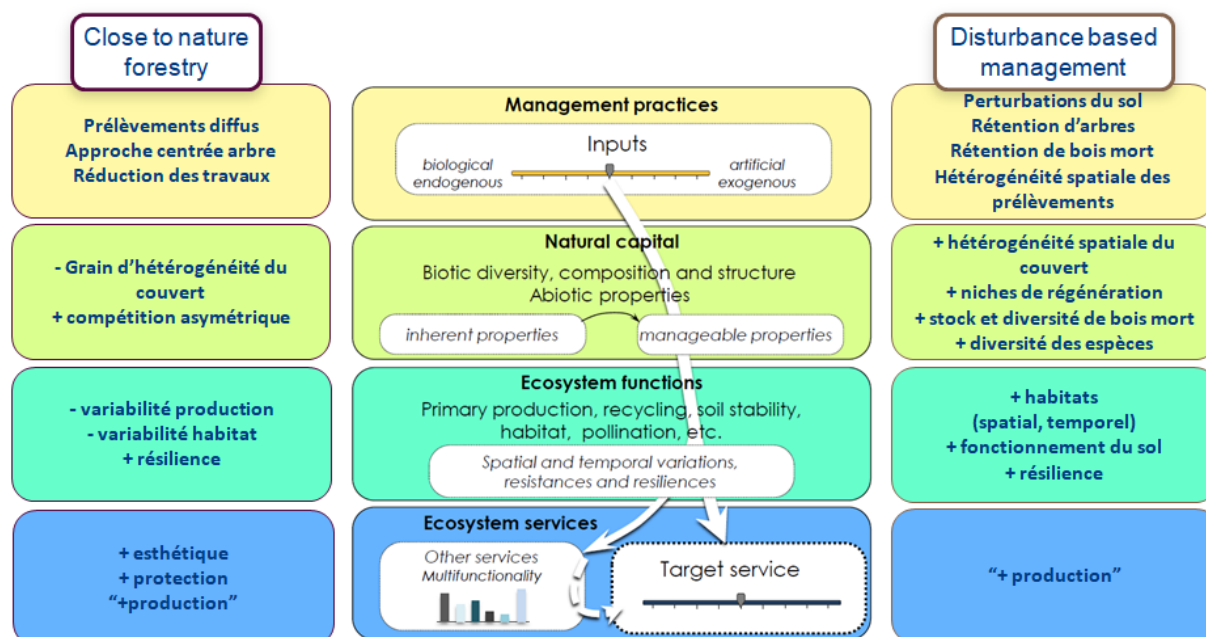


Figure 12. Schéma conceptuel des relations entre pratiques de gestion, capital naturel, fonctions écologiques et services écosystémiques (d'après Rey *et al.*, 2015).

La figure 14 illustre les variations temporelles des inputs et du service de production pour différentes approches de gestion en foresterie. Pour la sylviculture proche de la nature, on souhaite maintenir une production constante mais en réduisant les inputs au cours du temps. Pour la gestion basée sur les perturbations naturelles, on souhaite maintenir la production ou accepter de la diminuer mais en espérant qu'elle sera par la suite davantage basée sur des processus favorables à la biodiversité, la résistance et la résilience. Dans cette approche, les inputs peuvent temporairement augmenter dans les premières phases de mise en œuvre.

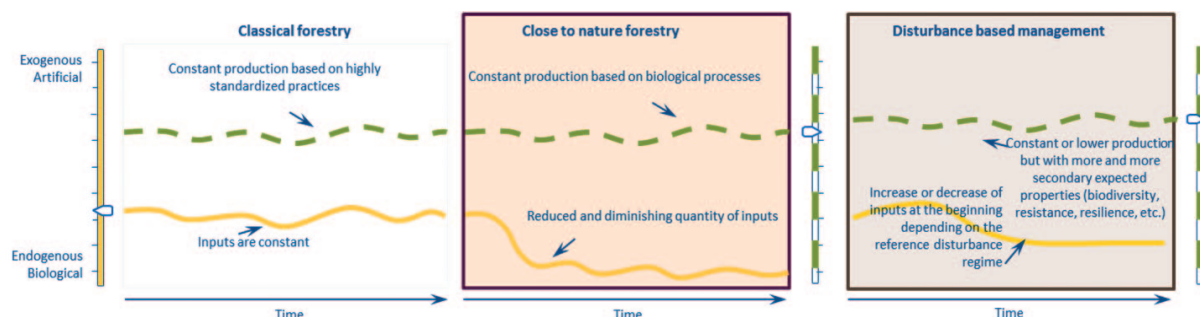


Figure 14. Variations temporelles des inputs et du service de production pour trois approches de gestion en foresterie (inspiré de Rey et al., 2015).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Sur la question des services écosystémiques, il existe un réel enjeu de meilleure intégration de la cascade des effets qui vont des pratiques de gestion jusqu'à la fourniture du service cible et ses interactions avec les autres services écosystémiques (compromis, synergies).

Cet enjeu nécessite de mieux expliciter dans les études les hypothèses concernant les effets des pratiques sur le capital naturel, les fonctions écologiques associées et les services. Une telle approche semble propice à dépasser les débats opposant a priori certains services (ex. : biodiversité, production, carbone) car il donne une vision plus intégrée et fonctionnelle des effets de la gestion sur les écosystèmes.

Au-delà de l'agriculture, la notion d'intensification écologique semble particulièrement intéressante à développer en foresterie car elle offre une voie possible pour réconcilier production et environnement (Cordonnier et Peyron, 2015).

Il existe ainsi un enjeu fort d'identification des pratiques de gestion basées sur des inputs biologiques endogènes qui puissent être efficaces sur le plan de la fourniture des services. Un tel enjeu s'avère particulièrement exigeant en termes d'intégration disciplinaire car il impose de développer des approches couplant sciences forestières, écologie et économie. Il pousse à s'interroger sur la mise en place d'expérimentations ambitieuses testant différentes pratiques de gestion sur de larges échelles afin que l'on puisse comparer les effets des pratiques sur le fonctionnement des écosystèmes ainsi que sur les dimensions sociales et économiques.

Notes

1/ https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/web_IF_evol-vol.pdf

2/ <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/R8215A06.pdf>

3/ One At a Time

4/ OA-LHS : Orthogonal Array-based Latin hypercube

5/ Ecosystèmes Montagnards de GRenoble

Références bibliographiques

- Bauhus J., Puettmann K.J., Kühne C. (2013) "Close-to-nature forest management in Europe. Compatible with managing forests as complex adaptive forest ecosystems?" In *Managing Forests as Complex Adaptive Systems: building resilience to the challenge of global change*, Edition: The Earthscan forest library, Publisher: Routledge, Messier C., Klaus J. Puettmann, Coates D. (eds), pp. 187-213.
- Bontemps J.-D., Hervé J.-C., Duplat P., Dhôte J.-F. (2012) "Shifts in the heightrelated competitiveness of tree species following recent climate warming and implications for tree community composition: the case of common beech and sessile oak as predominant broadleaved species in Europe." *Oikos*, 121 : 1287-1299.
- Campolongo F., Cariboni J., Saltelli A. (2007) "An effective screening design for sensitivity analysis of large models." *Env Model Soft*, 22 : 1509-1518.
- Ciric C., Ciffroy P., Charles S. (2012) "Use of sensitivity analysis to identify influential and non-influential parameters within an aquatic ecosystem model." *Ecol Model*, 246 : 119-130.
- Cordonnier T., Peyron J.-L. (2015) "Reconciling environment and production: is ecological intensification a solution?" *Envir Manag*, 56 : 1035-1038.
- Cordonnier T., Berger F., Chauvin C. *et al.* (2016) « Modéliser et quantifier les services écosystémiques forestiers à l'échelle des petits territoires. » *Sciences, eaux et territoires*, 21 : 58-63.
- Courbaud B., de Coligny F., Cordonnier T. (2003) "Simulating radiation distribution in a heterogeneous Norway spruce forest on a slope." *Agri For Meteo*, 116:1-18.
- Courbaud B., Lafond V., Lagarrigues G. *et al.* (2015) "Applying ecological model evaluation: lessons learned with the forest dynamics model Samsara2." *Ecol Model*, 314 : 1-14.
- Dufour-Kowalski S., Courbaud B., Dreyfus P. *et al.* (2012) "Capsis: An open software framework and community for forest growth modelling." *Ann For Sci*, 69 : 221-233.
- Lafond V. (2014) *Sylviculture des forêts de montagne et compromis production-biodiversité : une approche par simulation*. Thèse de doctorat, Université Joseph-Fourrier.
- Lafond V., Lagarrigues G., Cordonnier T., Courbaud B. (2014) "Uneven-aged management options to promote forest resilience for climate change adaptation: effects of group selection and harvesting intensity." *Ann For Sci*, 71 : 173-186.
- Lafond V., Cordonnier T., Courbaud B. (2015) "Reconciling biodiversity conservation and timber production in mixed uneven-aged mountain forests: identification of ecological intensification pathways." *Env Manag*, 56 : 1118-1133.
- Lafond V., Cordonnier T., Mao Z., Courbaud B. (2017) "Trade-offs and synergies between ecosystem services in uneven-aged mountain forests: evidences using Pareto fronts." *Eur J For Res*, 136 : 997-1012.
- Long (2009) "Emulating natural disturbance regimes as a basis for forest management: A North American view." *For Ecol Manag*, 257 : 1868-1873.
- Messier C., Puettmann K., Chazdon R. *et al.* (2015) "From management to stewardship: viewing forests as complex adaptive systems in an uncertain world." *Cons Let*, 8 : 368-377.
- Morris M.D. (1991) "Factorial sampling plans for preliminary computational experiments." *Technometrics*, 33 : 161-174.
- Owen A.B. (1992) "Orthogonal arrays for computer experiments, integration and visualization." *Stat Sin*, 2 : 439-452.
- Rey F., Cécillon L., Cordonnier T. *et al.* (2015) "Integrating ecological engineering and ecological intensification from management practices to ecosystem services into a generic framework. A review." *Agro Sust Dev*, 35 : 1335-1345.
- Tang B. (1993) "Orthogonal array-based latin hypercubes." *J Am Stat Assoc*, 88 : 1392-1397.