HAL
open science

Gestion multifonctionnelle des forêts de montagne, quels compromis entre les fonctions de protection et conservation ?

M. Fuhr, N. Clouet, T. Cordonnier, F. Berger

To cite this version:

M. Fuhr, N. Clouet, T. Cordonnier, F. Berger. Gestion multifonctionnelle des forêts de montagne, quels compromis entre les fonctions de protection et conservation ?. Sciences Eaux & Territoires, 2010, 3, p. 20 - p. 25. 10.14758/SET-REVUE.2010.3.06 . hal-00540225

HAL Id: hal-00540225

https://hal.science/hal-00540225v1

Submitted on 26 Nov 2010

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.

Gestion multifonctionnelle des forêts de montagnes, quels compromis entre les fonctions de protection et conservation ?

Les caractéristiques structurales de la forêt de montagne changent en fonction de son stade d'évolution. Ces changements impactent fortement deux fonctions-clé : la conservation de la biodiversité et la protection contre les risques naturels. Quels sont les stades les plus favorables à l'une ou l'autre de ces fonctions ? Est-il possible d'optimiser la réalisation de ces deux fonctions dans l'espace et dans le temps ? Cette étude apporte des éléments de réponse.

Les forêts de montagne sont aujourd'hui reconnues pour leur multifonctionnalité et en particulier pour leur fonction de conservation de la biodiversité et leur fonction de protection contre les risques naturels.

Elles sont aussi, pour la plupart, des forêts relativement récentes, qui proviennent de la colonisation de zones de culture ou de pâturage abandonnées au cours des dix-neuvième et vingtième siècle. En conséquence, elles s'inscrivent dans un processus de succession secondaire qui n'est pas stabilisé. Les peuplements forestiers aujourd'hui considérés comme adultes, ou matures, sont très souvent des peuplements régularisés largement dominés par la cohorte initiale constituée de gros (voire très gros) arbres. Une évolution progressive vers des structures plus irrégulières est amorcée dans les peuplements les plus anciens.

L'objectif de cet article est de reconstituer l'évolution de la structure des peuplements (encadré ❶) tout au long de la séquence successionnelle secondaire, dans le cadre d'une dynamique naturelle ou d'une gestion « prudente », et de préciser les impacts des changements structuraux sur les deux fonctions conservation de la biodiversité et protection contre les risques naturels, pour répondre aux questions suivantes :

- au cours de la dynamique de succession, existe-t-il des structures qui optimisent ces deux fonctions ?
- au cours de la dynamique de succession, existe-t-il des structures qui excluent l'une ou l'autre de ces fonctions ?

❶ Structure d'un peuplement forestier

La structure d'un peuplement forestier regroupe classiquement :

- la composition en essences,
- la distribution des dimensions des arbres vivants et morts (diamètres, hauteurs),
- la répartition dans l'espace des arbres (ex. agrégation).

Pour une première approche et en fonction des données disponibles, nous avons délibérément limité notre étude aux structures dendrométriques des arbres vivants (densités, surfaces terrières, distributions des diamètres). De la même manière, la fonction de protection est abordée au travers du phénomène des chutes de pierres, phénomène qui représente en montagne le risque naturel prépondérant, tant en termes de nombre d'événements qu'en termes de surfaces concernées.

Dans la suite du texte, nous ferons souvent référence aux classes de grosseur définies à partir du diamètre à 1,30 m de haut des arbres (d1,30) classiquement utilisées dans les forêts de montagne :

- petits bois (PB) : 10 cm ≤ d1,30 < 27,5 cm ;
- bois moyens (BM) : 27,5 cm ≤ d1,30 < 42,5 cm ;
- gros bois (GB) : 42,5 cm ≤ d1,30 < 62,5 cm ;
- très gros bois (TGB) : d1,30 > 62,5 cm.

Des stades dynamiques aux structures dendrométriques bien contrastées

Les auteurs s'accordent pour distinguer six stades principaux dans la dynamique naturelle des forêts de montagne (*Guide des sylvicultures de montagne* ; Gauquelin et Courbaud, 2006 – figure ❶).

Les trois premiers stades (installation, auto-éclaircie et vieillissement) se succèdent dans le temps ; la phase de vieillissement, pendant laquelle le peuplement continue à mûrir (croissance soutenue des arbres dominants, mortalité très faible), aujourd'hui très représentée en termes de surface, est souvent très longue (de plusieurs dizaines d'années à plusieurs siècles).

À partir du stade vieillissement, compte-tenu des dimensions atteintes par les arbres, la forêt est considérée comme adulte ou mature.

Les trois stades suivants (effondrement, jardinée, rajeunissement), par contre, sont souvent synchrones et les auteurs soulignent la difficulté à préciser leur importance relative. De nombreuses études dendrochronologiques

(pour une synthèse, voir par exemple Brang *et al.*, 2006) ont cependant montré que dans les Alpes, les stades jardinée et rajeunissement sont beaucoup plus fréquents et répandus que le stade effondrement.

Cette séquence successionnelle « naturelle » est jusqu'à présent peu modifiée par la gestion forestière. En effet, au cours du vingtième siècle, la gestion est restée très prudente. Dans les forêts à rôle de protection contre les risques naturels, le forestier craignait qu'une intervention sylvicole ne déstabilise les peuplements et ne soit préjudiciable à leur rôle de protection. De plus, à la fin des années 1950, l'exploitation forestière en zone de montagne devenant de moins en moins rentable, une gestion très extensive s'est aussi étendue aux peuplements sans rôle de protection avéré mais présentant de fortes contraintes d'exploitation (relief, accessibilité).

Pour étudier l'évolution de la structure forestière le long de la succession, nous avons sélectionné 22 placettes au sein d'un réseau de placettes permanentes installées par l'Office national des forêts (ONF) et le Cemagref dans les Alpes du Nord, puis regroupé ces placettes en cinq groupes, à partir de leurs structures diamétriques (figure ❷).

Trois groupes présentent une structure diamétrique unimodale :

- le groupe n° 1 (GR1) comprend 4 placettes dominées par les PB (dm = 19,3 cm). Il est représentatif de peuplements jeunes, à la fin du stade installation ;
- le groupe n° 2 (GR2) comprend 4 placettes dominées par les BM (dm = 32,7 cm). Il est représentatif de peuplements un peu plus âgés, en fin de stade auto-éclaircie (photo ❶) ;
- le groupe n° 3 (GR3) comprend 4 placettes dominées par les GB et les TGB (dm = 42,2 cm). Il est représentatif de peuplements vieillis régularisés et dominés par la cohorte initiale (photo ❷).

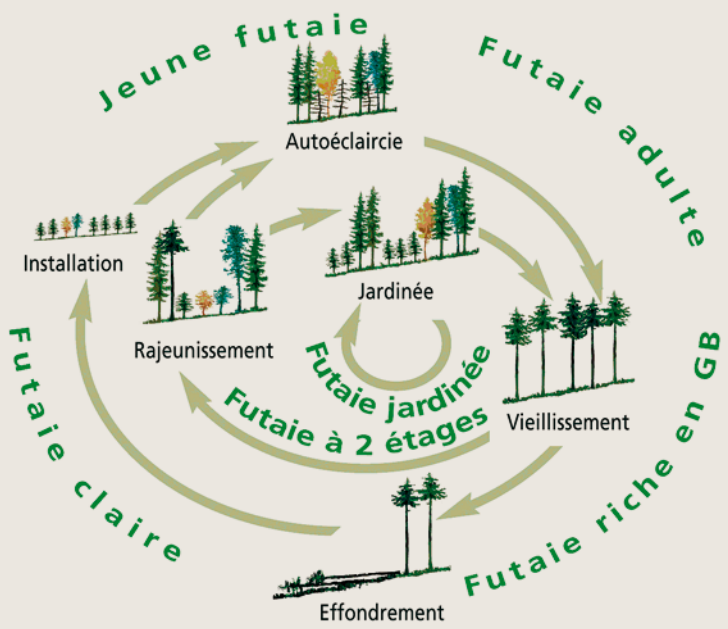
Les deux autres groupes présentent des structures diamétriques plus diversifiées :

- le groupe n° 4 (GR4) possède une structure diamétrique bimodale. Les GB & TGB (cohorte initiale) sont encore bien représentés, associés aux PB (nouvelle cohorte). En conséquence, le diamètre moyen reste élevé (dm = 35,0 cm), mais plus faible cependant que dans le GR3. Le GR4 est plutôt représentatif du stade rajeunissement (photo ❸) ;
- le groupe n° 5 (GR5) révèle une distribution diamétrique représentative du stade jardiné (décroissance régulière). Le diamètre moyen reste assez faible (dm = 24,5 cm).

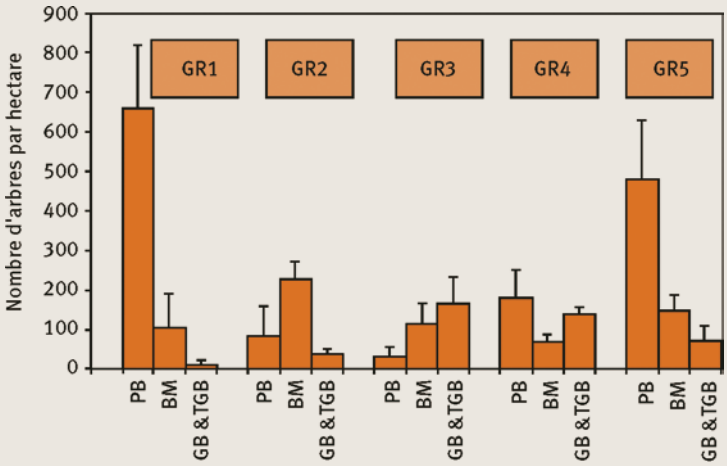
Les densités totales (tableau ❶) sont très fortes à la fin du stade d'installation (GR1 : 774 tiges/ha). Elles diminuent fortement lors du processus d'auto-éclaircie (GR2 : 352 tiges/ha) puis plus doucement pendant le stade de vieillissement (GR3 : 311 tiges/ha). Elles remontent légèrement dans le stade rajeunissement (GR4 : 388 tiges/ha) et sont fortes dans le stade jardiné (GR5 : 694 tiges/ha).

Les surfaces terrières totales (tableau ❶) évoluent de manière inverse de la fin du stade d'installation (GR1 : 26,2 m²/ha) au stade de vieillissement où elles atteignent de fortes valeurs (GR3 : 49 m²/ha). Elles restent importantes dans le stade rajeunissement (GR4 : 49 m²/ha) et dans le stade jardiné (GR5 : 44 m²/ha).

❶ Dynamique des forêts subnaturelles (source : Gauquelin et Courbaud, 2006)



❷ Structures diamétriques des groupes de placettes



❶ Placette en fin de stade auto-éclaircie dominée par les BM (GR2).

❷ Placette au stade vieillissement dominée par les GB & TGB (GR3).

❸ Placette au stade rajeunissement, co-dominée par les PB et les GB & TGB (GR4). NB : noter les gros arbres morts sur pieds.

Implications pour la fonction de conservation de la biodiversité

Les indicateurs de biodiversité peuvent être classés en deux catégories (Lindermayer *et al.*, 2000) :

- les indicateurs directs, qui s'appuient sur la présence d'espèces-clé ou indicatrices, associées à une biodiversité élevée. L'utilisation de ces indicateurs pose cependant question, la relation entre la présence d'une espèce indicatrice dans un peuplement et la biodiversité totale de ce peuplement étant rarement établie ;
- les indicateurs indirects, basés sur la structure du peuplement. En effet, plus la structure d'un peuplement est hétérogène, ou complexe, plus il offre une grande variété de niches écologiques et plus il est susceptible d'accueillir un nombre élevé d'espèces animales ou végétales (la relation est cependant là aussi à consolider). Ces indicateurs sont souvent préférés parce que manipulables par le gestionnaire.

Les structures diamétriques sont très souvent utilisées pour évaluer l'hétérogénéité d'un peuplement. En fonction des données dont nous disposions sur les placettes, nous avons calculé deux indicateurs révélateurs de l'hétérogénéité des diamètres :

- l'indice de Shannon (encadré ❷) sur la répartition de la surface terrière par classes de diamètre (Shannon_D) ;
- la surface terrière cumulée des GB & TGB. En effet, les gros arbres abritent souvent des communautés biotiques spécialisées (intérêt démontré pour la biodiversité).

❶ Caractéristiques dendrométriques des placettes

Groupe	Placette	Type de peuplement	Densité totale	Surface terrière totale	Diamètre moyen
1	GR1_1	Hêtre, épicéa, sapin	672	26,2	19,9
	GR1_2	Hêtre, feuillus divers	908	20,2	16,3
	GR1_3	Épicéa, sapin	688	19,2	17,7
	GR1_4	Sapin	828	39,3	23,4
	Moyenne (écart type)		**774 (114)**	**26,2 (9,2)**	**19,3 (3,1)**
2	GR1_1	Épicéa	280	29,0	35,1
	GR1_2	Épicéa	304	25,1	31,2
	GR1_3	Épicéa	468	34,6	29,1
	GR1_4	Hêtre	355	36,3	35,4
	Moyenne (écart type)		**352 (84)**	**31,3 (5,2)**	**32,7 (3,1)**
3	GR1_1	Sapin, épicéa	364	71,4	48,9
	GR1_2	Épicéa	214	33,4	41,7
	GR1_3	Épicéa	386	52,2	40,2
	GR1_4	Épicéa	280	38,1	38,1
	Moyenne (écart type)		**311 (79)**	**48,8 (17,1)**	**42,2 (4,7)**
4	GR1_1	Sapin, épicéa, hêtre	380	42,4	32,4
	GR1_2	Sapin, épicéa, hêtre	320	42,3	36,9
	GR1_3	Épicéa, sapin	272	44,5	39,8
	GR1_4	Sapin, épicé	496	47,8	30,2
		Épicéa, sapin	472	68,4	35,6
	Moyenne (écart type)		**388 (96)**	**49,1 (11,0)**	**35,0 (3,8)**
5	GR1_1	Sapin, feuillus divers, hêtre	956	59,9	24,8
	GR1_2	Épicéa	812	67,3	26,7
	GR1_3	Épicéa	496	27,8	23,6
	GR1_4	Hêtre, feuillus divers	729	36,8	21,7
		Hêtre, sapin, feuillus divers	477	29,0	25,7
	Moyenne (écart type)		**694 (206)**	**44,2 (18,3)**	**24,5 (1,9)**

❷ Calcul de l'indice de Shannon

L'indice de Shannon, pour une variable V répartie en i classes, se calcule comme suit :

$$Ish = -\Sigma_i [p_i \times \ln(p_i)]$$

avec p_i : importance relative de la variable V pour la classe i (V_i/V_{tot}).

Nous avons complété ces deux indicateurs par un indicateur révélateur de l'hétérogénéité des hauteurs : indice de Shannon sur la répartition de la surface terrière par strates (Shannon_str).

L'indice Shannon_D (figure ❸) traduit les structures diamétriques différenciées des cinq groupes. Les trois groupes aux structures unimodales sont moins hétérogènes que les groupes n° 4 (structure bimodale) et 5 (décroissance régulière).

Si les GR4 et GR5 ne se distinguent pas par l'indice Shannon_D, ils se distinguent par contre par la surface terrière des GB & TGB (figure ❹), beaucoup plus importante dans le GR4. Le GR3, lui aussi, montre une très forte surface terrière en GB & TGB.

L'indice Shannon_str (figure ❺) est très difficile à interpréter car très variable au sein d'un groupe. La strate est un paramètre assez difficile à évaluer sur le terrain. Il semble cependant que les groupes n° 4 et 5 aient des distributions de hauteur beaucoup plus hétérogènes que les trois autres groupes.

Au vu des indicateurs choisis, les trois stades vieillissement, rajeunissement et jardiné constituent des stades susceptibles d'abriter une biodiversité élevée, de par l'importance des très gros arbres (stades vieillissement et rajeunissement) ou en raison de la diversité des dimensions (stades rajeunissement et jardiné). Le stade rajeunissement est le plus hétérogène.

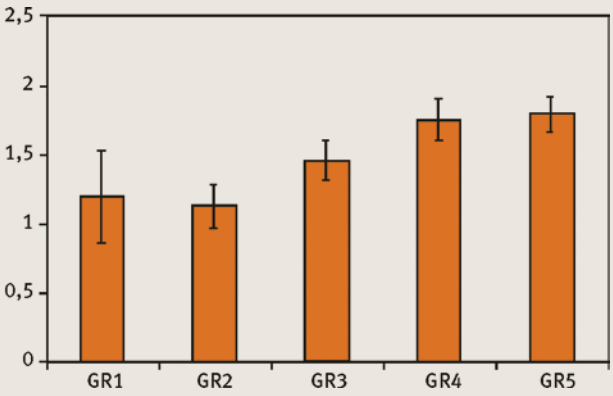
Implications pour la fonction de protection contre les risques naturels (cas des chutes de pierre)

Dorren *et al.* (2005) ont développé un algorithme de simulation numérique de trajectographie, Rockyfor3D, qui est un des premiers modèles à intégrer l'action de la végétation forestière sur la propagation de blocs rocheux. Un algorithme a été développé pour prendre en compte la présence d'arbres sur le terrain en temps qu'obstacles potentiels. L'approche utilisée est de type probabiliste.

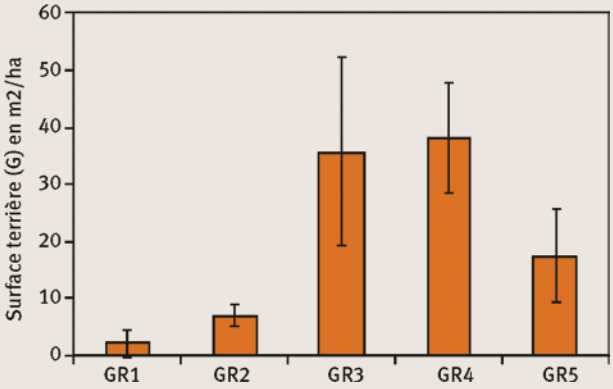
Chaque arbre est individuellement pris en compte par :

- sa position : soit mesurée sur le terrain soit générée par le modèle à partir des caractéristiques globales du peuplement ;
- son diamètre : quand un projectile rocheux impacte un arbre, ce dernier se comporte comme un dissipateur d'énergie. Cette dissipation, qui se traduit par une diminution de la vitesse de propagation du projectile, dépend de la valeur du diamètre et de la position de l'impact sur celui-ci (frôlé, latéral, frontal). La perte d'énergie est d'autant plus importante que le diamètre de l'arbre impacté est élevé ;
- son essence : les essences feuillues absorbent en moyenne plus d'énergie que les essences résineuses.

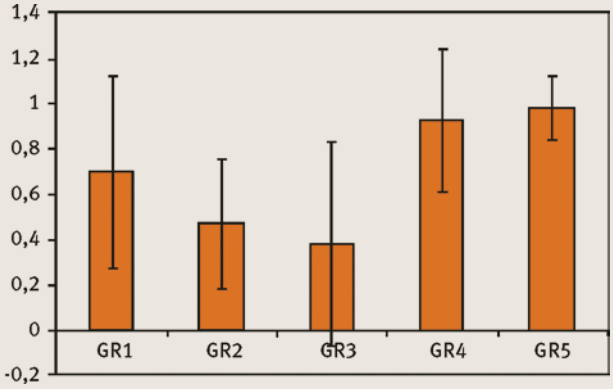
❸ Indices Shannon_D



❹ Surface terrière des GB & TGB



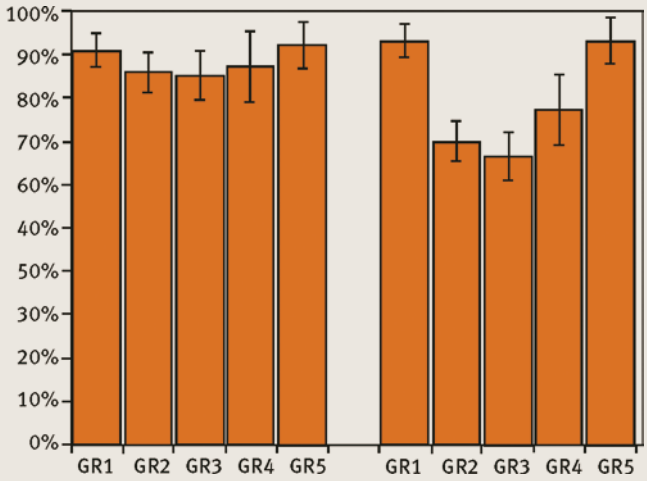
❺ Indices Shannon_str



❷ Conditions initiales fixées pour les simulations de chutes de pierres

Caractéristiques du site	Caractéristiques du lâcher
Pente moyenne : 38° Sol : • coefficient de restitution normale moyen (dureté) rn = 0,36 • coefficient de restitution tangentielle moyen (rugosité) rt = 0,77 Végétation : • 40 premiers mètres sans végétation forestière • 85 mètres suivants propres au peuplement de chaque placette	Point de départ unique Nombre de pierres lancées : 10 000 Hauteur de chute : 5 m Vitesses initiales des projectiles nulles

❻ Pourcentage de projectiles arrêtés à une distance de 125 m du point de départ. À gauche : les pierres de 0,5 m³, à droite : les blocs d' 1 m³



Avec ce logiciel, nous avons simulé la propagation de projectiles rocheux sur nos 22 placettes d'étude. Ne disposant pas d'une cartographie précise des arbres pour chaque placette, les coordonnées (x,y) des arbres ont été générées aléatoirement dans toutes les placettes.

Afin de pouvoir comparer les résultats obtenus, nous avons installé virtuellement nos placettes d'études sur la topographie de notre site expérimental de Vaujany. Les simulations ont ainsi été réalisées en utilisant les conditions initiales (tableau ❷) et la topographie pour lesquelles le modèle a été calibré et validé (Dorren *et al.*, 2005).

Les simulations ont été réalisées pour des projectiles granitiques (densité : 2,8) sphériques de deux tailles différentes : pierres de 0,5 m³ et blocs d'1 m³. Pour chaque groupe de structure et chaque type de bloc, le pourcentage de blocs arrêtés à une distance de 125 m du départ a été calculé à partir de 10 000 simulations.

Des différences significatives sur l'effet protecteur des peuplements s'observent pour les blocs d'1 m³ (figure ❻). Les groupes les plus denses (GR1 et GR5) sont les plus efficaces pour ralentir et arrêter les blocs. Les blocs perdent peu d'énergie à chaque impact, mais les impacts sont suffisamment rapprochés (effet de friction) pour au final freiner, voire arrêter la propagation des projectiles. En moyenne et entre deux impacts au sol, un projectile rocheux acquiert sa vitesse maximale de propagation sur une distance de 40 m entre deux impacts consécutifs. Par conséquent, un nombre d'impacts élevé et une distance inférieure à 40 m entre deux impacts vont empêcher le projectile de redévelopper son énergie maximale. C'est ce que nous observons pour les groupes GR1 et GR5. *A contrario*, dans les groupes GR2, GR3 et GR4, l'énergie perdue à chaque impact est plus importante, mais la distance entre ces impacts est telle que le projectile réacquiert de l'énergie avant l'impact suivant.

Ces différences entre les groupes ne sont pas significatives pour les pierres de 0,5 m³. En effet, pour des projectiles de ce volume, il y a compensation entre l'effet de friction (petites pertes d'énergie successives lors d'impacts avec des petits arbres) et l'importante perte d'énergie occasionnée par un seul impact avec un gros arbre.

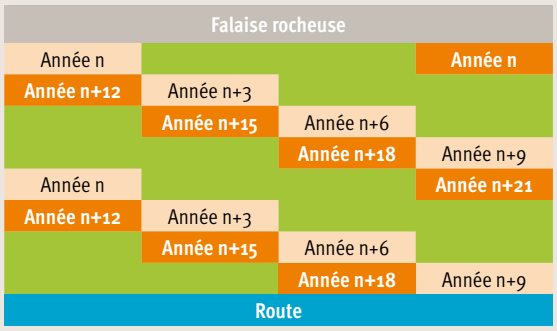
Optimiser les fonctions conservation et protection

Les trois stades qui forment la forêt mature (vieillissement, rajeunissement et jardiné) sont, au vu des indicateurs que nous avons calculés, intéressants pour la biodiversité : le stade vieillissement, en raison de l'importance relative des GB & TGB dans le peuplement, les stades rajeunissement et jardiné en raison de l'hétérogénéité des dimensions des arbres.

Des indicateurs supplémentaires sont cependant nécessaires pour compléter notre approche. La prise en compte du bois mort (sur pied ou au sol) permettra sûrement de hiérarchiser entre eux les trois stades matures. En effet, tout au long du stade vieillissement, la mortalité est très faible et très étalée dans le temps : le taux de mortalité annuel est de l'ordre de 0,5 %. On s'attend donc à ce que ce stade contienne peu de bois mort. La mortalité est plus importante dans les stades rajeunissement et jardiné (taux de mortalité annuel entre 1 et 2 %). Ces deux stades doivent donc contenir plus de bois mort que le stade vieillissement. Des données recueillies sur nos placettes, encore incomplètes, corroborent cette hypothèse.

Les stades les plus denses (stades installation et jardiné) sont les stades les plus efficaces pour protéger contre les chutes de pierres. Des résultats similaires ont été obtenus par Jancke et al. (2009) dans des taillis feuillus : les jeunes taillis (20 à 30 ans), très denses, sont plus efficaces contre la chute de petites pierres que les taillis plus âgés (40 à 50 ans), beaucoup moins denses.

❼ Schéma théorique de renouvellement d'un taillis sur environ 40 ans



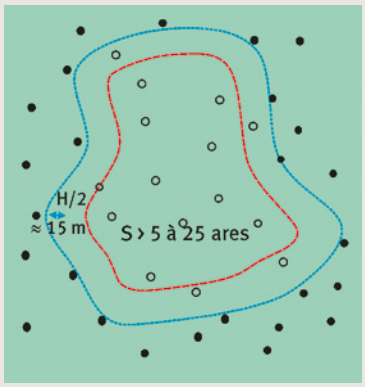
❹ Trouée de renouvellement de taillis forêt communale de Sonnaz (Savoie)

La moindre protection offerte par le stade rajeunissement est là-aussi à nuancer avec la prise en compte du bois mort. En effet, des études ont montré qu'un enchevêtrement de souches, de troncs et de branches au sol offre une rugosité équivalente (voire supérieure) à celle d'un peuplement sur pied, au moins pendant les dix premières années de décomposition du bois.

Lorsque l'objectif « protection contre les chutes de pierres » est déterminant, cet effet de la densité conduit à préconiser d'anticiper le renouvellement des peuplements, en créant des ouvertures suffisamment importantes pour ré-initier un processus de succession secondaire (0,2 à 0,5 ha) et en organisant la répartition spatiale et temporelle de ces ouvertures à l'échelle d'un versant boisé.

De telles ouvertures sont par exemple effectuées pour le renouvellement de taillis; les trouées, souvent rectangulaires (20-30 m de large dans le sens de la pente x 40 m de long), sont réalisées en quinconce (figure ❼ et photo ❹). De la même manière, en forêt mature, des trouées sont ouvertes dans les peuplements vieillis (figure ❽ et photo ❺). Cette pratique s'avère d'autant plus efficace lorsque les trouées sont implantées sur des tâches de régénération préexistantes.

De telles pratiques conduisent à une juxtaposition de bouquets d'arbres au stade vieillissement et au stade installation ou auto-éclaircie.



❽ Schéma théorique d'ouverture d'une trouée de renouvellement (source : ONF).

❺ Trouées de renouvellement ouvertes dans un peuplement vieilli (canton du Valais, Suisse)

Quelques références clés...

BRANG, P., SCHÖNENBERGER, W., FREHNER, M., SCHWITTER, R., THORMANN, J.-J., WASSER, B., 2006, Management of protection forests in the European Alps: an overview, *For. Snow. Landsc. Res.*, 80(1), p. 23-44.

DORREN, L.K.A., BERGER, F., PUTTERS, U.S., 2005, Real-size experiments and 3-D simulation of rockfall on forested and non forested slopes, *Natural Hazards and Earth System Sciences*, n° 6, p. 145-153.

GAUQUELIN, X., COURBAUD, B., 2006, *Guide des sylvicultures de montagne – Alpes du Nord françaises*, Paris, ONF-Cemagref-CRPF, 289 p.

JANCKE, O., DORREN, L.K.A., BERGER, F., FUHR, M., KÖHL, M., 2009, Implications of coppice stand characteristics on the rockfall protection function, *Forest Ecology and Management*, 259(1), p. 124-131.

LINDERMAYER, D.B., MARGULES, C.H., BOTKIN, D.B., 2000, Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management, *Conservation Biology*, 14(4), p. 941-950.

La mosaïque ainsi créée se rapproche du stade rajeunissement, avec cependant deux différences notables :

- les tâches de renouvellement (trouées) sont plus grandes, mais leur répartition dans l'espace et dans le temps est maîtrisée ;
- le peuplement est souvent renouvelé avant que le stade de vieillissement ne soit parvenu à son terme et qu'il n'ait acquis les caractéristiques structurales favorables à la fonction de conservation de la biodiversité (très gros arbres, arbres sénescents, bois morts).

Dans cette mosaïque, les stades tardifs de la succession sont ainsi sous-représentés. Il est alors nécessaire de prévoir la mise en place d'îlots de vieillissement ou d'îlots de sénescences complémentaires, en choisissant leur localisation de manière à ce qu'elle ne soit pas préjudiciable à la fonction de protection.

Plus les trouées sont petites et fréquentes, plus on se rapproche du stade jardiné, stade qui optimise les deux fonctions conservation de la biodiversité et protection contre les risques naturels. Ce stade est cependant un stade difficile à pérenniser pour le gestionnaire :

- pour des raisons écologiques. S'il est adapté aux hêtraies-sapinières ou aux sapinières-pessières du montagnard, il ne convient pas aux pessières du haut montagnard et du subalpin. À cette altitude, la régénération de l'épicéa nécessite l'ouverture de grandes trouées. D'autre part, dans des conditions de relief difficiles, des petites interventions répétées occasionnent des dégâts considérables au peuplement,
- pour des raisons économiques. Dans des conditions d'accès et d'exploitation difficiles, il est intéressant de regrouper dans l'espace et dans le temps les opérations d'exploitation. ■

Les auteurs

Marc Fuhr, Nicolas Clouet, Thomas Cordonnier et Frédéric Berger
Cemagref, centre de Grenoble,
UR EMGR, Écosystèmes Montagnards,
2 rue de la Papeterie, BP 76, 38 402 Saint Martin d'Hères Cedex
marc.fuhr@cemagref.fr
nicolas.clouet@cemagref.fr
thomas.cordonnier@cemagref.fr
frederic.berger@cemagref.fr