HAL
open science

Impacts des modalités d'exploitation : perturbations du sol, devenir des rémanents

Marion Gosselin

To cite this version:

Marion Gosselin. Impacts des modalités d'exploitation : perturbations du sol, devenir des rémanents. Biodiversité et gestion forestière : connaître pour préserver. Synthèse bibliographique, Cemagref Editions, p. 257 - p. 269, 2004, Etudes Gestion des Territoires n°20. hal-00493138

HAL Id: hal-00493138

https://hal.science/hal-00493138v1

Submitted on 18 Jun 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.

Rémanents de coupe *(Photo Stéphane Matz, Cemagref)*

Fiche 5 – Impacts des modalités d'exploitation : perturbations du sol, devenir des rémanents

Cette fiche traite des effets des *pratiques* d'exploitation, essentiellement via les perturbations du sol et les modalités de traitement des rémanents, et non des effets à moyen ou long terme du *régime* de coupes sylvicoles, qui jouent sur la mise en lumière et les mécanismes de succession, et qui sont traités dans la fiche 3. Les arguments en faveur de ce choix sont les suivants : les perturbations de l'état de surface du sol ont des effets à court terme sur la diversité floristique, tandis que le régime des coupes agit sur le long terme (Halpern et Spies, 1995) ; les perturbations de l'état de surface du sol, suite à la coupe, jouent à une échelle plus fine (quelques mètres carrés) que la mise en lumière par ouverture du peuplement (Deconchat *et al.*, 2001).

Outre les modifications de *couvert* forestier, conséquences directes de l'enlèvement des arbres, les pratiques d'exploitation affectent *l'état du terrain* sur la coupe : perturbations directes du sol dues au passage d'engins, destruction partielle de la végétation basse, dépôts de rémanents à la surface du sol.
Les modifications engendrées par la coupe sont susceptibles d'influencer aussi bien la flore (Deconchat et Balent, 2001) que la faune : elles libèrent des ressources (eau, lumière, nutriments), et rendent les conditions de sol plus hétérogènes. Toutefois, leurs impacts sur la biodiversité ont été peu étudiés.

Nous traitons séparément les perturbations du terrain et les modalités de traitement des rémanents, mais ces deux aspects sont liés : la surface du sol est affectée différemment selon les modalités de traitement des rémanents, avec des proportions plus ou moins importantes de terrain perturbé (mis à nu, compacté, brûlé, recouvert de rémanents), et de terrain non perturbé (Scherer *et al.*, 2000).

1 Effets des perturbations du terrain

Les perturbations de terrain[1] recouvrent plusieurs aspects (Visser, 1997) :

- déplacement de litière, voire des horizons supérieurs du sol ;
- mise à nu ;
- compaction, tassement ;
- ornières (à la fois compaction et création de micro-habitats pour les batraciens par exemple) ;
- scarification.

1.1 Impacts sur la diversité floristique

À court terme, et localement, l'exploitation augmente la diversité végétale (Deconchat et Balent, 2001 ; Halpern et Spies, 1995), notamment sous l'effet de la mise en lumière et des perturbations du terrain.

Après la coupe, les quantités de lumière et de nutriments augmentent dans la strate herbacée, ce qui révèle une augmentation de la disponibilité en azote dans le sol (Gholz *et al.*, 1985). L'état de surface du sol après coupe influence fortement la végétation, et notamment la **composition** des communautés : il semble qu'il n'y ait pas élimination des espèces forestières, mais simplement changement dans la répartition de leurs abondances, et ajout d'espèces non-forestières, héliophiles et nitrophiles (Kirby, 1990 ; Hannerz et Hanell, 1997 ; Deconchat et Balent, 2001) .

Les perturbations du sol ont des répercussions sur la richesse spécifique, la composition et la répartition des abondances

En forêt feuillue du Sud-Ouest de la France, Deconchat et Balent (2001) montrent que, à court terme (deux ans après la coupe), les zones de sol perturbé ont une diversité plus forte que les zones exploitées à sol resté intact ou recouvert de rémanents, que la diversité soit exprimée en **richesse spécifique** ou en indice de Shannon. Les zones perturbées comportent de nombreuses espèces peu fréquentes (à l'échelle de l'ensemble des relevés), en particulier des espèces anémochores, héliophiles et non-forestières. Elles diffèrent significativement des zones intactes en termes de **composition** et de **diversité écologique** (exprimée en regroupant les espèces par classes d'héliophilie ou par mode de dispersion).

L'importance de ces effets est liée au type de perturbation et à son intensité, et dépend aussi de l'indice utilisé pour mesurer la diversité.

La seule ouverture du peuplement a des impacts peu importants sur la composition et la diversité (Hughes et Fahey, 1991), mais si des perturbations au niveau du sol s'ajoutent à l'ouverture de la canopée, les changements de la composition floristique sont plus nets. Rydgren *et al.* (1998) montrent que le changement de composition après la perturbation (mesuré par des indices de dissimilarité) est d'autant plus élevé que la perturbation du sol est importante.

L'*ampleur* des impacts sur la richesse spécifique et le délai de retour à la situation d'origine augmentent avec l'intensité de perturbation du sol, mais la *nature* des impacts diffère selon les *types* de perturbation pris en compte :

- pour Deconchat et Balent (2001), plus l'état de surface du sol est perturbé, plus la diversité (en richesse spécifique ou en indice de Shannon) augmente localement à court terme ; et plus les espèces présentes sont originales par rapport à la flore forestière classique.

Les niveaux de perturbations considérés dans les carrés de coupes sont successivement : surface de sol intact, sol recouvert de rémanents, sol perturbé (sans distinguer ce qui relève de la mise à nu, du déplacement de litière ou du tassement) ;

[1] D'une certaine façon, ces perturbations imitent des perturbations naturelles (déracinement, tassement par les passages d'animaux, travail du sol par les animaux fouisseurs...) (Deconchat, 2002, *comm.pers.*). Mais leur organisation spatiale, leur intensité, leur fréquence peuvent introduire des différences par rapport à ce qui se passe naturellement.

• pour Halpern et Spies (1995) au contraire, plus l'état de surface du sol est perturbé, plus la richesse spécifique diminue à court terme et plus le délai de retour à la situation d'origine est long. Mais les niveaux de perturbation comparés ici vont jusqu'au brûlage de la litière (témoin non perturbé ; perturbation de la litière et de la surface du sol sans feu ; litière légèrement brûlée ; litière complètement brûlée). Les zones très perturbées (brûlage intense) ne recouvrent pas leur richesse spécifique d'origine avant 20 ans, tandis que les zones peu perturbées la retrouvent assez rapidement (quatre à douze ans). En outre, les impacts sont plus forts et les délais de retour plus longs si l'on considère uniquement les espèces forestières d'origine au lieu de la totalité des espèces. La nature et l'amplitude des effets varient aussi en fonction de l'indice utilisé pour mesurer la diversité (en l'occurrence, richesse spécifique et indice de Hill d'ordre 2, dit « hétérogénéité »). Quelle que soit la mesure utilisée et quel que soit le niveau de perturbation du sol, il y a perte de diversité à très court terme après l'exploitation, mais cela n'excède pas quatre ans ; par la suite, la richesse et l'hétérogénéité augmentent et dépassent les valeurs d'origine, grâce à la colonisation par des espèces extérieures ; en revanche, si l'on ne considère que les espèces forestières, seule la richesse spécifique dépasse les valeurs d'origine, et seulement après 10 à 15 ans ; l'hétérogénéité ne dépasse pas ce niveau, qu'elle retrouve au bout de 15 ans.

Le délai de retour à la situation d'origine relève souvent du moyen terme (cinq à quinze ans). Toutefois, dans certains cas (forts tassements, ornières profondes et humides), l'influence des perturbations du sol peut se prolonger sur plusieurs décennies.

L'exploitation et les perturbations du sol provoquent des extinctions locales d'espèces, qui restent toutefois modestes, surtout si l'on considère le long terme.

• À court terme (un à deux ans après coupe), Deconchat et Balent notent que le pourcentage d'espèces disparues après coupe est très faible, tandis que Halpern et Spies observent un pourcentage élevé (25 %).

• À long terme, au bout de 25 ans, les extinctions locales d'espèces retombent à 9 à 13 % seulement des espèces forestières présentes à l'origine dans l'étude de Halpern et Spies. Selon la sensibilité des espèces, certaines extinctions n'ont lieu que sur les placettes intensément brûlées, d'autres concernent toutes les placettes, indépendamment du type de perturbation du sol. Toutefois, 70 à 90 % des espèces des strates herbacées et arbustives survivent à l'exploitation et au feu. Parmi les 10-30 % qui disparaissent, la plupart sont capables de coloniser ou de se développer à nouveau dans le milieu...

En effet, la dynamique de colonisation des espèces joue un rôle dans l'influence des perturbations du sol sur la composition.

La flore présente avant la perturbation résiste en général aux opérations de gestion, notamment par recolonisation à partir des parcelles non perturbées (Thompson, 1980 ; Hughes et Fahey, 1991 ; Bierzychudek, 1982). Des perturbations expérimentales à petite échelle dans des peuplements âgés d'Épicéa en forêt boréale montrent que la **dynamique de colonisation** des zones perturbées est rapide pour les végétaux vasculaires : trois à cinq ans suffisent pour retrouver le niveau d'origine (Rydgren *et al.*, 1998). En outre, la vitesse de recolonisation dépend de la distance entre la zone perturbée et la zone intacte, et par conséquent de la taille de la perturbation. Pour Bullock *et al.* (1995) ou Rydgren *et al.* (1998), la présence d'une zone non perturbée dans le voisinage proche permet de compenser une perturbation du sol plus sévère. Cela accélère la recolonisation par les espèces colonisatrices, notamment par multiplication végétative.

La banque de graines du sol dans un peuplement fermé contient très peu d'espèces **strictement forestières**. Après coupe, le retour des espèces forestières dépend d'une recolonisation par l'extérieur ou d'individus ayant survécu à la coupe (Thompson et Grime, 1979 ; Brown et Oosterhuis, 1981 ; Cavers, 1983 ; Staaf *et al.*, 1987 ; Kjellsson, 1992). Au contraire, les sols forestiers contiennent en général de grandes quantités de graines d'espèces *de stades de succession antérieurs (espèces de milieux ouverts par exemple)*, qui possèdent une durée de vie très importante (Brown et Oosterhuis, 1981 ; Granstrom, 1982).

Certains caractères physiologiques, relatifs au mode de dispersion ou de survie hivernale, expliquent que certaines espèces soient plus vulnérables que d'autres selon l'intensité de la perturbation du sol : la Canche flexueuse *Deschampsia flexuosa,* dont les rhizomes occupent la partie supérieure de la couche d'humus est plus sensible aux perturbations de surface que la Myrtille, *Vaccinium myrtillus,* dont les rhizomes sont profondément enfouis dans les horizons du sol (Schimmel et Granstrom, 1996).
Il semble aussi que la composition de la banque de graines diffère dans la litière et dans le sol (Halpern *et al.*, 1999) : les espèces annuelles et pérennes anémochores sont plus abondantes dans la litière, alors que des graminées et des herbacées, à plus faible capacité de dispersion, dominent dans le sol. Par conséquent, **les communautés d'espèces rudérales qui se développent sur sol perturbé dépendent du type de perturbations du sol, selon que la litière reste intacte ou que le sol est mis à nu, voire décapé sur une certaine profondeur** (McGee et Feller, 1993 ; Rydgren et Hestmark, 1997 ; Halpern *et al.*, 1999).

La flore qui se développe dans les zones perturbées peut avoir des effets non négligeables sur le milieu lui-même : envahissement (et perte conjointe de diversité), ou amélioration du sol par fixation d'azote (Deconchat *et al.*, 2001).

Le tassement du sol, conséquence du passage d'engins ou simplement du piétinement humain, réduit localement la richesse spécifique et le recouvrement végétal.
Même si on connaît encore mal les aspects physiologiques du phénomène, on sait que le piétinement, et à plus forte raison le tassement après passage d'engins, se traduit généralement par une réduction forte du taux de couvert herbacé (Cole, 1987 ; Bhuju et Ohsawa, 1998). La compaction des sols réduit leur porosité et leur capacité en air et peut aboutir à un défaut d'oxygénation des racines. Mais peu d'études ont été menées sur le sujet. Cela retentit sur le développement racinaire et fait obstacle à la germination des graines (obstacle mécanique à la pénétration des racines de la plantule, obstacle trophique (manque de matière organique)). Toutefois, lorsque les plantules parviennent à s'implanter, il semblerait qu'une légère compaction du sol favorise parfois la croissance (Liddle, 1975 cité par Cole (1987)). L'eau ayant tendance à rester en surface sur les sols compactés, c'est un facteur favorable à la germination.
La compaction est accrue si elle se combine à une perte de litière et d'horizon organique : la perte de matière organique rend le sol plus sensible encore à la compaction et à l'érosion (Cole, 1987).

Les effets sur la richesse spécifique et l'abondance sont différents selon les groupes végétaux :
En pessière boréale âgée et fermée, Jonsson et Esseen (1998) ont comparé les stratégies de colonisation de groupes d'espèces, vasculaires et bryophytes, pendant quatre ans suite

à des perturbations expérimentales du sol et de la végétation. Tout d'abord, la richesse spécifique en végétaux vasculaires est plus élevée que celle des Bryophytes dans les zones où seule la végétation a été enlevée, alors que dans les zones de sol nu (sans humus et sans végétation), c'est la richesse spécifique en Bryophytes qui est plus élevée ; de plus, la recolonisation par les bryophytes s'effectue plus rapidement que par les espèces vasculaires. Enfin, deux à trois ans après la perturbation, la richesse spécifique des bryophytes est plus élevée dans les zones perturbées que dans les zones laissées intactes. Selon les auteurs, ces réponses différentes montrent que les Bryophytes ont des stratégies de régénération plus diversifiées que les végétaux vasculaires dans un contexte de perturbation de faible taille. Plusieurs explications sont possibles : sur les zones de sol décapé, les Bryophytes sont libres de toute concurrence herbacée ; à l'échelle de la parcelle exploitée, les perturbations du sol créent une hétérogénéité d'habitats.
Mais Rydgren *et al.* (1998), toujours en pessières boréales âgées, trouvent des résultats opposés : la recolonisation par les Bryophytes est moins rapide que celle des plantes vasculaires et l'impact sur le recouvrement et la richesse spécifique est d'autant plus fort que la perturbation du sol est plus importante. Ces différences de résultats restent difficiles à interpréter.

L'exploitation peut influencer la distribution spatiale des espèces, mais sans changements très marqués.
C'est au caractère hétérogène et localisé des perturbations du sol que Mou *et al.* (1993) attribuent en partie la variabilité spatiale observée dans la composition et le recouvrement de la végétation qui se développe après exploitation[2]. L'exploitation commerciale d'une zone peut laisser intacte environ 30 % de la surface du sol (Hughes et Fahey, 1991 ; Deconchat, 2001). Les changements induits par l'enlèvement des arbres modifient l'abondance des espèces et la composition floristique, mais ont peu d'impact sur la distribution spatiale des espèces dans le futur peuplement forestier. Sur sol intact, la succession après coupe rase correspondrait donc plutôt à des variations de courte durée autour d'un équilibre à long terme. Des changements majeurs dans la distribution spatiale et l'abondance des espèces semblent peu fréquents et nécessitent une perturbation du sol telle qu'elle supprimerait l'espèce et modifierait sa répartition (Hughes et Fahey, 1991).

L'organisation spatiale des zones de terrain perturbés par l'exploitation devrait vraisemblablement jouer un rôle important dans les effets sur la flore.
Nous n'avons pas approfondi cet aspect qui, du reste, semble avoir été peu étudié. Pourtant, c'est un point important car d'un point de vue pratique, il pourrait aider à raisonner la circulation des engins (concentrée ou diffuse) sur la coupe (Deconchat, 2002, *comm.pers.*).

1.2 Impacts sur la faune

Sur la faune, les perturbations du sol peuvent avoir des conséquences directes (en particulier pour la microfaune du sol ou pour les Batraciens) et des conséquences indirectes (à travers les modifications de flore).

L'impact des perturbations du sol sur la microfaune a été très peu étudié dans le cadre de l'exploitation forestière (Deconchat, 1999). Certains travaux concernent l'effet du

[2] D'après le résumé de l'article

tassement du sol, en zone piétinée (sentiers de randonnée, campement) sur la microfaune (*cf*. fiche 8). Ainsi, Akçakaya *et al.* (1995) montrent que l'abondance **d'Arthropodes** du sol diminue significativement sur les pistes créées dans la toundra par le passage de piétons ou de véhicules (*d'après le résumé de l'étude*). Ces travaux peuvent apporter des éléments méthodologiques mais il est délicat d'extrapoler leurs résultats au cadre de l'exploitation forestière.

2 Devenir des rémanents

Les principales modalités de traitements des rémanents sont :

- l'éparpillement sur la surface du sol ;
- la mise en andains ;
- le broyage ;
- l'enlèvement ;
- le brûlage diffus, contrôlé ;
- le brûlage localisé, c'est-à-dire après mise en tas ou en andains ;
- dans le cas particulier d'exploitation de chablis : l'enfouissement des souches, ou à l'inverse le dessouchage ;
- l'absence de traitement (les rémanents sont laissés sur place, avec ou sans démontage des houppiers).

Le dépôt de rémanents modifie l'état de surface du sol, mais avec des impacts beaucoup moins forts sur la diversité floristique que les perturbations du sol proprement dites. Leur décomposition est plus ou moins rapide selon les modalités.

Un tour d'horizon rapide de bibliographie sur les modalités de traitements des rémanents et leurs impacts sur la diversité (floristique et faunique) et la régénération, permet de souligner les tendances suivantes.

2.1 Impacts sur la diversité floristique

2.1.1 Les mécanismes

Les modalités de traitement des rémanents sont susceptibles d'influencer l'abondance et la composition des communautés floristiques dans la succession post-tempête à travers les **mécanismes** suivants :

En cas d'enlèvement des rémanents, l'augmentation de la lumière au sol favorise les essences de lumière (Fahey, 1991 et Olsson, 1995 *in* Bergquist *et al.*, 1999).

Le maintien des rémanents procure un refuge aux semis d'essences forestières (essences d'ombres) **et constitue un obstacle physique à la propagation d'espèces herbacées** (Olsson et Staaf, 1995). Cet effet diminue rapidement avec le temps (le recouvrement de rémanents passe en moyenne de 40 % à 10 % au bout de six ans, selon une étude menée sur dix-huit sites suédois (Kardell, 1992, cité par Olsson et Staaf, 1995).

La décomposition progressive des rémanents laissés en place ou brûlés apporte au sol des nutriments, notamment azotés. Plusieurs études montrent que **le maintien de rémanents favorise, à moyen terme (10 ans), des essences gourmandes en azote**, telles que la Fougère aigle (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn), l'Epilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium* L.), la Ronce (*Rubus idaeus* L.) : Olsson et Staaf (1995), Bergquist

et al. (1999) , ainsi que Brakenhielm et Liu (1998), qui le notent comme un effet à long terme (après 10 ans) en pineraies boréales acides, favorisant aussi la Canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa*) et la Callune (*Calluna vulgaris*). Selon les cas, ce point peut être à la fois bénéfique (apport de nutriments azotés, particulièrement importants en stations acides), et négatif pour le peuplement objectif (développement d'une végétation concurrente de ronce ou de fougère aigle). Toutefois, si le développement de la végétation concurrente n'apparaît qu'après 10 ans comme dans l'étude de Brakenhielm et Liu (1998), la régénération peut avoir eu le temps de s'installer. Par ailleurs, Sollins *et al.* (1980), Bormann *et al.* (1968) insistent sur les pertes en éléments nutritifs en cas d'enlèvement des rémanents. Les branches, brindilles et les feuilles renferment en effet une très grande quantité d'éléments nutritifs, disproportionnée par rapport à la biomasse ou au volume qu'elles représentent. Il faut veiller à maintenir les rémanents, mais aussi être prudent quant à la taille des coupes, car l'impact potentiel sur le risque de perte en éléments nutritifs (C, N, cations échangeables) est d'autant plus fort que la coupe est de grande taille.

Le maintien de rémanents limite l'augmentation de température à la surface du sol et permet d'éviter des températures létales pour des semis de résineux (*Picea* spp et *Abies balsaminea* (L.) Mill.) étudiés par McInnis et Roberts (1995) ; cela limite aussi la compétition par des feuillus pionniers comme *Acer rubrum*.

2.1.2 Les effets

En ce qui concerne les **effets** sur la diversité floristique (richesse, abondances, composition), le maintien des rémanents est en général favorable à la biodiversité, mais ces effets sont variables selon les milieux étudiés et selon les groupes végétaux.

Le maintien des rémanents a généralement des effets positifs... quoique variables
Brakenhielm et Liu (1998) constatent, en pineraie boréale acide, un effet positif très net du maintien des rémanents sur la diversité (mesurée par indice de Shannon-Wiener) et la richesse spécifique des végétaux. Il n'y a pas d'effet sur la répartition des abondances (régularité). De même, Bergquist *et al.* (1999) s'ils ne trouvent aucun effet de la présence des rémanents sur la *biomasse* floristique totale, trouvent en revanche un effet positif net à moyen terme (7-8 ans) sur la *richesse* floristique.
À l'inverse, Deconchat et Balent (2001) notent que le développement de quelques espèces dominantes, en cas de maintien de rémanents, fait diminuer l'équitabilité de la composition floristique locale. De fait, en sapinière et en douglasaie, Scherer *et al.* (2000) montrent que le traitement des rémanents (que ce soit par brûlage, mise en andains, broyage) influence nettement la composition en espèces végétales, avec une augmentation d'espèces dites invasives, souvent recouvrantes, par rapport aux témoins non traités. En revanche, les traitements n'ont pas les mêmes effets sur la diversité (exprimée par des courbes de rang-abondance) selon les sites et on n'en retire aucun schéma général. De même, Deconchat (1999) note que la richesse floristique est réduite sous rémanents : ils font obstacle au développement d'espèces héliophiles et peuvent détruire des espèces s'ils sont trop épais. L'ensemble de ces résultats milite en faveur d'un maintien des rémanents, mais pas sur la totalité de la surface, d'une part, ni en andains trop hauts, d'autre part.

Les effets diffèrent selon les modalités de traitement des rémanents
En forêt mélangée au Texas, Stransky *et al.* (1986) suivent l'évolution des richesses spécifiques herbacées et ligneuses entre un et dix ans après coupe rase et différentes

modalités de traitement des rémanents : témoin non traité, brûlage diffus, broyage, brûlage après mise en andains. Au cours des dix années suivant la coupe, le broyage est la modalité la plus favorable à la richesse spécifique herbacée. Toutes les modalités retrouvent leur richesse spécifique initiale au bout de dix ans. À l'exception du brûlage après mise en andains, les modalités suivent une évolution similaire, avec pic de richesse spécifique trois ans après traitement, puis diminution jusqu'au retour à la situation d'origine. Quant à la richesse spécifique ligneuse, elle diminue fortement par rapport au témoin dans les trois modalités, puis recouvre rapidement ses valeurs initiales (trois ans). Globalement, le brûlage après mise en andains est la modalité la moins favorable à la richesse spécifique, tant herbacée que ligneuse.

Les effets diffèrent selon les groupes végétaux

Dans des peuplements résineux de Suède, sur stations acides, Olsson et Staaf (1995) signalent également l'impact positif de la quantité de rémanents laissés au sol sur la diversité floristique (huit ans et seize ans après l'exploitation). Ils montrent que les effets diffèrent selon les groupes végétaux : l'enlèvement total des rémanents fait augmenter l'abondance des Lichens et des Myrtilles (*Vaccinium myrtillus*), aux dépens du recouvrement des principaux végétaux vasculaires, notamment les Graminées, à court et moyen termes (huit et seize ans après la coupe). Pourtant, à court terme, c'est la présence de rémanents qui a un léger effet négatif sur le recouvrement de deux Graminées, Canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa*) et Luzule poilue (*Luzula pilosa*). Il semble que ces Graminées profitent de l'apport de nutriments des rémanents, mais soient gênées par leur recouvrement (obstacle physique), d'où cet effet négatif à court terme (entre deux et huit ans), qui s'estompe ensuite avec la décomposition des rémanents. Les Bryophytes ne réagissent pas de manière significative aux différentes modalités, à l'exception de *Pleurozium schreberi* dont l'abondance diminue en cas d'enlèvement total des rémanents. De manière générale, le maintien de rémanents profite à moyen terme aux Fougères et Herbacées (en abondance), aux dépens des Lichens.

D'après cette étude, **la quantité et la nature (aiguilles seules, branchages entiers) des rémanents laissés sur place affecte différemment l'évolution du recouvrement des espèces végétales**.

Les effets diffèrent selon les sites et les stations

Les effets sont variables d'un site à l'autre pour une même espèce : la station joue un rôle. Ainsi, selon les études, l'enlèvement des rémanents favorise la Callune (*Calluna vulgaris* L.) en pessière boréale (Bergquist *et al.*, 1999) ou la défavorise en pineraie boréale de Pin sylvestre (Brakenhielm et Liu, 1998).

Il semble que **les impacts repérés à court ou moyen terme diminuent au fil du temps**. Mais les études menées concernent *une* expérimentation et ne permettent pas de conclure quant à l'impact de pratiques répétées dans le temps (Olsson et Staaf, 1995).

Cas particulier : impacts sur la diversité ligneuse

Harrington et Edwards (1996) comparent la diversité ligneuse dans une plantation de *Pinus taeda* L. (EU), douze ans après diverses combinaisons de traitement de rémanents et de préparation du sol après coupe définitive :

- coupe rase des essences commerciales, maintien sur pied des arbres économiquement inintéressants, sans traitement particulier des rémanents ;

• coupe rase des essences commerciales, abattage manuel (scie à chaîne) des arbres résiduels de diamètre supérieur à 2,5 cm ;

• coupe rase des essences commerciales, broyage des arbres résiduels ;

• coupe rase des essences commerciales, broyage des arbres résiduels, et traitement herbicide (hexazinone) ;

• coupe rase des essences commerciales, broyage des arbres résiduels, andainage et brûlage des souches, éparpillement des rémanents et scarification à la herse sur 15-20 cm ;

• coupe rase des essences commerciales, broyage des arbres résiduels, andainage et brûlage des souches, éparpillement des rémanents, scarification à la herse sur 15-20 cm et fertilisation azotée et application herbicide.

Au total, 22 ligneux sont présents sur les placettes, dont deux dominants (96 % de la surface terrière). Plusieurs espèces ne sont présentes que sur certaines modalités, en l'occurence les moins intensives (2 et 3) : **il y a donc une influence en termes de composition ligneuse**. Les modalités de **préparation** du sol n'influencent pas significativement la richesse spécifique ligneuse, ni la diversité (indices de Shannon et Simpson établis en utilisant les densités comme mesure d'abondance). Mais l'influence est significative si l'on calcule les indices de Shannon et de Simpson en utilisant la surface terrière comme mesure d'abondance. La richesse spécifique ligneuse est significativement plus forte dans les modalités de coupe manuelle des arbres résiduels, mais ce facteur n'a pas d'effet sur les autres indices de diversité ligneuse. Richesse spécifique et indice de diversité ligneuse sont significativement plus élevés en l'absence de traitement herbicide par hexazinone. En revanche, la fertilisation semble sans effet sur la diversité ligneuse.

2.2 Impacts sur la diversité faunique

2.2.1. Impacts sur la micro-faune du sol

Beaucoup d'études abordent l'effet de la coupe sur la faune du sol, mais relativement peu s'intéressent aux effets du devenir des rémanents[3]. Là encore, les rémanents peuvent jouer via l'apport de matière organique (pour les décomposeurs du sol) et en tant qu'abri physique. **La plupart des études concernent le court terme (un à cinq ans) et montrent une influence négative de l'enlèvement des rémanents** : c'est le cas pour les Bactéries (Lundgren 1982), les Nématodes (Sohlenius 1996) et les Enchytréides (Lundkvist, 1983 cité par Bengtsson *et al.*, 1998)[3].

En pineraie boréale de Pin sylvestre, Sohlenius (1996) s'attache aux effets **à court** (un à cinq ans) **et moyen terme** (quatorze à dix-neuf ans) sur les Nématodes. Au-delà des effets de la coupe proprement dite (augmentation à court terme, puis diminution de l'abondance totale des Nématodes), l'enlèvement des rémanents a un effet négatif sur l'**abondance** totale des Nématodes, notamment dans la litière et les horizons humiques. À moyen terme, les effets se font sentir dans la **structure** des communautés (répartition des abondances relatives) : hors zones de développement de la Callune, la présence de rémanents fait augmenter la proportion de Nématodes mycophages par rapport aux bactériophages. Sur toutes les placettes, l'effet des rémanents sur la **composition** en Nématodes augmente avec le temps, se traduisant par un indice de dissimilarité croissant entre zones à rémanents et zones nettoyées. Selon les auteurs, c'est la sensibilité de chaque espèce aux changements microclimatiques induits par la coupe et les modalités de traitement des rémanents qui est ici en jeu.

[3] Les quelques études en la matière sont essentiellement en zone boréale.

Sur le moyen terme en revanche (dix ans), et dans le cas de pineraies-pessières sur sols acides, **les résultats sont plus nuancés** (Bengtsson *et al.*, 1998) : l'enlèvement des rémanents a un effet négatif sur la densité des prédateurs (fongivores, microbivores tels que Collemboles, par ex) et sur la composition en microorganismes du sol. Mais il n'y a pas d'effet net sur l'abondance des décomposeurs primaires (Enchytréides, Champignons, Bactéries).

Les effets à long terme sont plus quantitatifs (abondances des divers groupes fonctionnels) que qualitatifs.

À plus long terme (quinze à dix-huit ans) en pineraies boréales, Bengtsson *et al.* (1997) comparent les effets de l'enlèvement *versus* l'ajout (en quantités doubles) des rémanents sur la faune du sol et aboutissent à des effets nuancés selon les groupes animaux. L'enlèvement des rémanents entraîne une chute significative d'abondance pour les Collemboles, les larves de Diptères ; toutefois, toutes les espèces de ces groupes ne sont pas affectées de façon identique : les espèces les plus abondantes de Collemboles ne sont pas sensibles à l'effet rémanent, seules deux espèces voient leur abondance chuter avec l'enlèvement des rémanents. Ces effets sont plus quantitatifs (abondances des divers groupes fonctionnels) que qualitatifs : la composition des communautés reste la même dans les deux modalités de traitement. Il n'y a pas d'effet notable à long terme sur les Enchytréides.

2.2.2. Impacts sur la macro-faune : Oiseaux, Insectes, Petits Mammifères

Les rémanents constituent des abris ou des sites de nidifications pour certains Oiseaux. Ils sont notamment favorables à l'Engoulevent (*cf.* Rameau *et al.*, 2000).

Ce sont aussi des sites de pontes recherchés par certains Insectes, voire des réserves de bois mort pour les organismes saproxylophages (*cf.* fiche 4). Pour tous ces taxons, le brûlage généralisé des rémanents est à proscrire.

Dans une forêt de Pins gris du Canada (*Pinus banksiana* Lamb.), l'étude de Beaudry *et al.* (1997) concerne les communautés de Carabes après coupe à blanc suivie de brûlage dirigé ou de scarification du sol. À **court terme** (deux ans), ces perturbations font toutes augmenter la richesse spécifique, l'abondance totale et l'indice de Shannon-Wiever des communautés. En revanche, les différences de traitements des rémanents entraînent des différences de *composition*, les plus grands changements étant obtenus avec la modalité « brûlage » (qui fait apparaître de nouvelles espèces au détriment des espèces forestières). Dès lors, pratiquer dans une même forêt plusieurs modalités de traitement des rémanents favoriserait la diversité bêta. Toutefois, selon d'autres sources citées dans l'article, le brûlage peut temporairement diminuer l'abondance et la diversité des communautés de Carabes. Il faut aussi conserver des peuplements matures non exploités pour les espèces inféodées à ces milieux.

Une étude menée au Canada, en forêt boréale mixte à Tremble dominant, montre que la simple présence de rémanents (par rapport au nettoyage total) ne suffit pas à maintenir les abondances globales de petits Mammifères (Campagnols, Souris) au niveau du témoin non coupé. En revanche, la présence de rémanents combinée au maintien de sur-réserves (représentant 10 % de la surface terrière initiale) permet de maintenir ces abondances. Les différentes modalités de traitement ont un effet net sur les abondances de certaines espèces mais ne semblent pas jouer sur leur taux de survie. Les auteurs suggèrent donc de combiner éparpillement des rémanents et maintien de matériel ligneux sur pied pour maintenir localement les populations de petits Mammifères (Moses et Boutin, 2001).

3 Conclusions

Au-delà des conséquences sur la diversité proprement dite, mieux comprendre la réponse de la végétation aux modalités de traitement de rémanents permet de mieux gérer les effets de compétition entre essences (au niveau des semis) et de maîtriser les espèces invasives.
Un consensus se dégage en faveur du maintien des rémanents, tant pour la diversité biologique que pour la croissance ligneuse à moyen terme, voire la prévention des dégâts de gibier. Il est donc plutôt favorable de laisser en place les rémanents, soit en les éparpillant localement (sans recouvrir toute la surface de la coupe toutefois), soit par leur mise en andains (faire en fonction de l'accessibilité ultérieure des peuplements !). Le brûlage généralisé des rémanents est à proscrire.

4 Bibliographie

Akçakaya H.R., McCarthy M.A. et Pearce J.L., 1995, Linking landscape data with population viability analysis: management options for the helemted honeyeater Lichenostomus melanops cassidix, *Biological Conservation*, 73, p. 169-176.

Beaudry S., Duchesne L.C. et Cote B., 1997, Short-term effects of three forestry practices on carabid assemblages in a jack pine forest, *Canadian Journal of Forest Research – Revue canadienne de recherche forestiere*, 27, 12, p. 2065-2071.

Bengtsson J., Lundkvist H., Saetre P., Sohlenius B. et Solbreck B., 1998, Effects of organic matter removal on the soil food web: Forestry practices meet ecological theory, *Applied Soil Ecology*, 9, 1-3, p. 137-143.

Bengtsson J., Persson T. et Lundkvist H., 1997, Long-term effects of logging residue addition and removal on macroarthropods and enchytraeids, *Journal of Applied Ecology*, 34, 4, p. 1014-1022.

Bergquist J., Orlander G. et Nilsson U., 1999, Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts, *Forest Ecology and Management*, 115, 2-3, p. 171-182.

Bhuju D.R. et Ohsawa M., 1998, Effects of nature trails on ground vegetation and understory colonization of a patchy remnant forest in an urban domain, *Biological Conservation*, 85, 1-2, p. 123-135.

Bierzychudek P., 1982, Life histories and demography of shade-tolerant temperate forest herbs: a review, *New Phytologist*, 90, p. 757-776.

Bormann F.H., Likens G.E., Fisher D.W. et Pierce R.S., 1968, Nutrient loss accelerated by clear-cutting of a forest ecosystem, *Science*, 158, 3817, p. 882-884.

Brakenhielm S. et Liu Q., 1998, Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest, *Biodiversity and Conservation*, 7, 2, p. 207-220.

Brown A.H.F. et Oosterhuis L., 1981, The role of buried seeds in coppice woods, *Biological Conservation*, 21, p. 19-38.

Bullock J.M., Hill B.C., Silvertown J. et Sutton M., 1995, Gap colonization as a source of grassland community change: effects of gap size and grazing on the rate and mode of colonization by different species, *Oikos*, 72, 2, p. 273-282.

Cavers P.B., 1983, Seed demography, *Canadian Journal of Botany*, 61, p. 3578-3590.

Cole D.N., 1987, Research on soil and vegetation in wilderness : a state-of-knowledge review, *in* anonymous (Eds), *National wilderness research conference : issues, state-of-knowledge, future directions.*, U.S. Forest Service, Intermoutain Research Station, p. 135-177.

Deconchat M. et Balent G., 2001, Effets des perturbations du sol et de la mise en lumière occasionnées par l'exploitation forestière sur la flore à une échelle fine, *Annals of Forest Sciences*, 58, 3, p. 315-328.

Deconchat M., Viéban S., Lauga-Reyrel F. et Balent G., 2001, Effets de l'exploitation forestière sur la diversité des oiseaux, des plantes et des collemboles dans les forêts du Sud-Ouest de la France, *Informations-Forêt AFOCEL*, 1, Fiche n° 626, p. 1-6.

Deconchat M., 1999, *Exploitation forestière et biodiversité : exemple dans les forêts fragmentées des coteaux de Gascogne*, Ecologie Forestière, Doctorat, Toulouse, Université Paul Sabatier III, 191 p.

Deconchat M., 2001, Effets des techniques d'exploitation forestière sur l'état de surface du sol, *Annals of Forest Sciences*, 58, p. 653-661.

Gholz H.L., Hawk G.M., Campbell A. et Cromack K., Jr., 1985, Early vegetation recovery and element cycles on a clear-cut watershed in western Oregon, *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 2, p. 400-409.

Granstrom A., 1982, Seed banks in five boreal forest stands originating between 1810 and 1963, *Canadian Journal of Botany*, 60, 9, p. 1815-1821.

Halpern C.B., Evans S.A. et Nielson S., 1999, Soil seed banks in young, closed-canopy forests of the Olympic Peninsula, Washington: potential contributions to understory reinitiation, *Canadian Journal of Botany*, 77, 7, p. 922-935.

Halpern C.B. et Spies T.A., 1995, Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest, *Ecological Applications*, 5, 4, p. 913-934.

Hannerz M. et Hanell B., 1997, Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting, *Forest Ecology and Management*, 90, 1, p. 29-49.

Harrington T.B. et Edwards M.B., 1996, Structure of mixed pine and hardwood stands 12 years after various methods and intensities of site preparations in the Georgia Piedmont, *Canadian Journal of Forest Research – Revue canadienne de recherche forestière*, 26, 8, p. 1490-1500.

Hughes J.W. et Fahey T.J., 1991, Colonization dynamics of herbs and shrubs in a disturbed northern hardwood forest, *Journal of Ecology*, 79, p. 605-616.

Jonsson B.G. et Esseen P.A., 1998, Plant colonisation in small forest-floor patches: importance of plant group and disturbance traits, *Ecography*, 21, 5, p. 518-526.

Kirby K.J., 1990, Changes in the ground flora of a broadleaved wood within a clear fell, group fells and a coppiced block, *Forestry*, 63, p. 241-249.

Kjellsson G., 1992, Seed banks in Danish deciduous forests: species composition, seed influx and distribution pattern in soil, *Ecography*, 15, p. 86-100.

Liddle M.J., 1975, A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems, *Biological Conservation*, 7, p. 17-36.

McGee A. et Feller M.C., 1993, Seed banks of forested and disturbed soils in southwestern British Columbia, *Canadian Journal of Botany – Revue canadienne de botanique*, 71, 12, p. 1574-1583.

McInnis B.G. et Roberts M.R., 1995, Seedling microenvironment in full-tree and tree-length logging slash, *Canadian Journal of Forest Research – Revue canadienne de recherche forestière*, 25, 1, p. 128-136.

Moses R.A. et Boutin S., 2001, The influence of clear-cut logging and residual leave material on small mammal populations in aspen-dominated boreal mixedwoods, *Canadian Journal of Forest Research – Revue canadienne de recherche forestiere*, 31, 3, p. 483-495.

Mou P., Fahey T.J. et Hughes J.W., 1993, Effects of soil disturbance on vegetation recovery and nutrient accumulation following whole-tree harvest of a northern hardwood ecosystem, *Journal of Applied Ecology*, 30, 4, p. 661-675.

Olsson B.A. et Staaf H., 1995, Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests, *Journal of Applied Ecology*, 32, 3, p. 640-654.

Rameau J.C., Gauberville C. et Drapier N., 2000, *Gestion forestière et diversité biologique. Identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire*, Paris, Institut pour le Développement Forestier, 119 p.

Rydgren K., Hestmark G. et Okland R.H., 1998, Revegetation following experimental disturbance in a boreal old-growth Picea abies forest, *Journal of Vegetation Science*, 9, 6, p. 763-776.

Rydgren K. et Hestmark G., 1997, The soil propagule bank in a boreal old-growth spruce forest: Changes with depth and relationship to aboveground vegetation, *Canadian Journal of Botany – Revue canadienne de botanique*, 75, 1, p. 121-128.

Scherer G., Zabowski D., Java B. et Everett R., 2000, Timber harvesting residue treatment. Part II. Understory vegetation response, *Forest Ecology and Management*, 126, 1, p. 35-50.

Schimmel J. et Granstrom A., 1996, Fire severity and vegetation response in the boreal Swedish forest, *Ecology*, 77, 5, p. 1436-1450.

Sohlenius B., 1996, Structure and composition of the nematode fauna in pine forest soil under the influence of clear-cutting. Effects of slash removal and field layer vegetation, *European Journal of Soil Biology*, 32, 1, p. 1-14.

Sollins P., Grier C.C., McCorrison F.M., Cromack K., Jr, Fogel R. et Fredriksen R.L., 1980, The internal element cycles of an old-growth Douglas-fir ecosystem in western Oregon, *Ecological Monographs*, 50, 3, p. 261-285.

Staaf H., Jonsson M. et Olsen L.G., 1987, Buried germinative seeds in mature beech forests with different herbaceous vegetation and soil types, *Holarctic Ecology*, 10, p. 268-277.

Stransky J.J., Huntley J.C. et Risner W.J., 1986, *Net community production dynamics in the herb-shrub stratum of a loblolly pine-hardwood forest: effects of clearcutting and site preparation*, Southern Forest Experiment Station, USDA Forest Service, 11 p.

Thompson J.N., 1980, Treefalls and colonization patterns of temperate forest herbs, *American Midland Naturalist*, 104, 1, p. 176-184.

Thompson K. et Grime J.P., 1979, Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats, *J. Ecol.*, 67, p. 893-921.

Visser R., 1997, Mesures des perturbations du sol liées aux opérations forestières. Essai du nouveau protocole européen, *in* anonymous (Eds), *Management practices for forest harvesting - considering environmental and economic constraints. Final Meeting of the European Concerted Action Program AIR3-CT94-2097*, p. 1-9.