

2007), mais dans d'autres cas, des largeurs plus importantes (30-100 m) sont nécessaires pour maintenir des conditions microclimatiques comparables (Brosfokske *et al.*, 1997 ; Dignan *et Bren*, 2003b ; Dong *et al.*, 1998 ; Olden *et al.*, 2019). En outre, à mesure que la ripisylve vieillit, que la hauteur des arbres augmente et que la structure de la végétation se complexifie, la variation spatiale de la quantité de lumière (Dignan *et Bren*, 2003b), et plus généralement du microclimat (Dong *et al.*, 1998 ; Kaylor *et al.*, 2017 ; Warren *et al.*, 2013), augmente au sein de la ripisylve. La quantité de lumière élevée dans les trouées qui émergent diminue l'influence modératrice de la ripisylve sur le microclimat dans le sous-bois, bien que la température du sol reste en moyenne plutôt bien tamponnée (Kluber *et al.*, 2009). Cependant, le bilan radiatif de la ripisylve peut être restauré relativement rapidement (< 5 ans) si la croissance ou la régénération du sous-étage est suffisante dans ces trouées (Klos *et Link*, 2018).

1.4.2 Conséquences d'une modification du microclimat

1.4.2.1 Sur la respiration et le stockage de carbone des sols

Autant la coupe rase modifie le microclimat près du sol de manière toujours claire et cohérente entre les différentes études, autant ses effets sur la respiration du sol sont moins marqués (Stoffel *et al.*, 2010) et dépendent aussi de la fraction de la surface qui est recouverte de résidus d'exploitation forestière (Moroni *et al.*, 2009).

De même, bien que la taille des trouées influence le microclimat, l'activité biologique du sol (respiration et minéralisation) varie peu entre trouées de différentes tailles, une fois cette activité intégrée à l'échelle saisonnière ou annuelle (Barg *et Edmonds*, 1999 ; Pang *et al.*, 2013). Ce dernier point s'explique par le fait que les modifications de la température et de l'humidité du sol liées aux trouées agissent en sens opposé sur cette activité biologique.

Les taux de respiration et de minéralisation du sol semblent également peu affectés par les coupes d'abri et de régénération. Au cours de la première année de récolte, on peut observer une augmentation des taux printaniers et automnaux par rapport aux témoins non récoltés en raison de la décomposition des débris ligneux après la récolte, combinée à des températures du sol plus chaudes, mais on observe également une diminution des taux estivaux en raison d'une humidité du sol et d'exsudats racinaires plus faibles (Shabaga *et al.*, 2015). Comme pour les autres types de coupes, ces effets opposés tendent à se compenser sur une base annuelle, réduisant la différence des taux de minéralisation du sol entre les zones exploitées et non exploitées (Darenova *et al.*, 2021).

En résumé, la présente analyse bibliographique semble indiquer que, quel que soit le type de coupes, l'impact sur la respiration du sol semble modéré du fait d'effets opposés entre une augmentation des températures (qui accroît l'activité biologique du sol) et une diminution du contenu en eau du sol (qui réduit cette activité). Ainsi, les coupes, qui rendent le sol plus chaud et plus sec en été et en automne et plus froid et plus humide en hiver et au printemps, ne modifieraient que marginalement l'activité biologique cumulée à l'échelle annuelle.

Ces conclusions relatives à l'impact des coupes sur la respiration du sol ne sont pas en contradiction avec celles apportées dans la réponse à la « Question 5. Le système coupe rase-renouvellement occasionne-t-il des pertes majeures de carbone dans les sols ? », indiquant une tendance à la diminution des stocks de carbone du sol à la suite de la coupe. Tout d'abord, il faut noter que notre analyse ne porte ici que sur des articles documentant prioritairement l'impact des coupes sur le microclimat et la respiration du sol, et non sur les stocks de carbone du sol eux-mêmes. La respiration du sol n'est qu'une des composantes du bilan de carbone du sol. Les pertes de carbone du sol observées après une coupe sont en partie liées au lessivage du sol ou à l'export direct des résidus de coupes et de souches lors de la récolte (Achat *et al.*, 2015). De plus, la respiration du sol est composée de la respiration hétérotrophe

(des microorganismes du sol et des litières) et de la respiration autotrophe (des racines des plantes vivantes). Cette dernière, qui représente environ 30 % de la respiration totale du sol dans une forêt mature (Bond-Lamberty *et al.*, 2004), est brutalement supprimée par la coupe rase. Si le taux de respiration du sol est maintenu après la coupe, cela signifie que la respiration hétérotrophe doit avoir augmenté fortement, induisant inévitablement une baisse du stock de carbone, exacerbée par la réduction d'apports de matière organique au sol par les litières et les exsudats racinaires.

1.4.2.2 Sur le renouvellement forestier

Les modalités de récolte, en agissant sur le microclimat près du sol, influencent la dynamique de régénération des espèces d'arbres présentes (par exemple, Ligot *et al.*, 2014 ; Meeussen *et al.*, 2022). Ainsi, en fonction des espèces recherchées et de leurs niveaux de tolérance à certains extrêmes climatiques, il est opportun d'adapter l'intensité et l'étendue des coupes, et les méthodes de récolte associées.

Les études comparant différentes tailles de trouées ont montré que les trouées de petites tailles ($D/H \leq 2$), sans préparation du sol (Aussenac, 2000 ; Petritan *et al.*, 2011) ou uniquement en surface (de Chantal *et al.*, 2007), sont généralement plus propices aux espèces sensibles au gel tardif (comme le douglas ou le hêtre) ou à la sécheresse et au stress thermique. Des trouées plus grandes sont toutefois nécessaires pour assurer la réussite de la régénération d'espèces de lumière, notamment lorsque la concurrence avec la strate herbacée (Aussenac, 2000 ; Groot *et Carlson*, 1996 ; Petritan *et al.*, 2011) ou la pression herbivore (Walters *et al.*, 2016) sont élevées. La taille des trouées semble avoir peu d'influence sur les dates de débourrement des bourgeons (Groot *et Carlson*, 1996), ce qui suggère que si les trouées de petites tailles minimisent les risques de gel, c'est principalement dû à l'atténuation des températures minimales liée à des pertes radiatives moindres. Plus la trouée est grande, plus la disponibilité en lumière est élevée : la strate herbacée est alors plus développée, ce qui entraîne une concurrence plus forte sur les semis d'arbres. Il existe donc un optimum de taille de trouée permettant à la fois de limiter le développement de la strate herbacée et de favoriser celui des semis (Gaudio *et al.*, 2011 ; Walters *et al.*, 2016).

De même que pour la taille des trouées, les études s'intéressant à la régénération sous abri ont signalé l'existence d'un optimum de rétention pour amortir les extrêmes climatiques dans le sous-étage et réduire la mortalité des jeunes arbres, aussi bien en climat tempéré (C. L. Meyer *et al.*, 2001 ; von Arx *et al.*, 2013) que boréal (Langvall *et Örlander*, 2001 ; Man *et Lieffers*, 1999). Si cet optimum de rétention dépend généralement des conditions climatiques, édaphiques et nutritionnelles locales, son existence peut s'expliquer par les différents extrêmes auxquels les jeunes arbres sont exposés. Par exemple, en ce qui concerne les dommages liés au gel tardif, les coupes d'abri, par rapport aux coupes rases, permettent de maintenir des températures nocturnes sous abri plus douces tout en réduisant aussi le rayonnement solaire post-gel et donc la saturation de l'appareil photosynthétique, ce qui réduit le stress et la mortalité des plantules (Langvall *et Örlander*, 2001 ; Man *et Lieffers*, 1999). Une meilleure croissance dans des conditions de lumière plus faibles qu'en milieu ouvert peut aussi s'expliquer par l'amélioration générale des conditions hydriques estivales ; en règle générale, plus les conditions hydriques du site sont favorables, plus la période d'ombrage optimale pour le développement des jeunes arbres sera courte (Aussenac, 2000). Néanmoins, ces propos sont à nuancer : dans des conditions de contraintes hydriques ou nutritionnelles fortes, plusieurs études montrent que la transition de l'état de semis à celui de jeune arbre s'opère préférentiellement à distance des arbres adultes (Wada *et Ribbens*, 1997), et plus particulièrement de leur appareil racinaire (Coomes *et Grubb*, 2000 ; Högborg *et Högborg*, 2022) ; en effet, les arbres adultes ne jouent pas qu'un rôle d'ombrage réduisant la demande évaporatoire, mais aussi de compétiteur vis-à-vis des ressources souterraines.

Les variations microclimatiques le long des lisières, bien qu'opérant parfois sur quelques mètres seulement, affectent l'abondance et la diversité de la flore locale, de certains parasites, d'arthropodes, d'insectes et de leurs prédateurs (Bernaschini *et al.*, 2020 ; Van Wilgenburg *et al.*, 2001), mais également la survie et la croissance des jeunes plants, aussi bien du côté de la trouée (Dovčiak *et al.*, 2014) qu'à l'intérieur de la forêt (Meza-Elizalde *et al.*, 2021), et de manière différenciée selon la complexité de la structure de la canopée (Meeussen *et al.*, 2022). Les variations observées au sein des trouées, avec ou sans résidus de récolte, ont un impact sur la composition des communautés végétales (Dynesius *et al.*, 2008 ; Godefroid *et al.*, 2006). Elles sont favorables à l'établissement des nouvelles plantations dans la partie sud, mais les plants poussent ensuite plus vite dans la partie nord (Raymond *et al.*, 2006).

1.4.2.3 Sur les risques de chablis liés aux tempêtes

Toute création de trouée dans la forêt, que ce soit par éclaircie ou coupe rase, augmente le risque de dégâts causés par le vent jusqu'à ce que les arbres nouvellement exposés soient acclimatés à leur nouvel environnement (Gardiner, 2021). Par conséquent, tout plan de gestion forestière visant à créer des espaces pour la germination des graines ou la croissance des plants devrait tenir compte des conséquences potentielles sur le risque de dommages causés par le vent. Pour les espèces intolérantes à l'ombre, il est souvent recommandé que le rapport entre la taille des trouées et la hauteur des arbres (D/H) soit supérieur à 2 (Malcolm *et al.*, 2001 ; Stokes *et al.*, 2021). Cependant, lorsque la taille d'une trouée (dans le sens du vent) est supérieure à 2 à 3 fois la hauteur de l'arbre, la charge du vent sur la lisière exposée augmente considérablement, d'un facteur 3 environ (Gardiner *et al.*, 1997), et la propagation des dommages à travers le peuplement peut être initiée (Dupont *et al.*, 2015). Par conséquent, il faudra trouver un compromis entre la nécessité de fournir suffisamment de lumière aux semis émergents et le risque croissant de dommages causés par le vent aux arbres restants, en particulier dans les régions au climat venteux. Une fois que la longueur de l'espace créé dépasse environ 3 à 5 fois la hauteur des arbres, la charge du vent atteint une asymptote et ne continue pas à augmenter. Cependant, si le plan de gestion crée de nombreuses trouées de taille modérée (3 à 5 hauteurs d'arbre), il générera ainsi une grande longueur de lisières nouvelles, donc vulnérables ; en climat venteux, il serait donc préférable de combiner ces multiples coupes rases en une unique zone de coupe afin de réduire la longueur de la lisière exposée par unité de surface de coupe (Lanquaye-Opoku *et al.*, 2005 ; Zeng *et al.*, 2010). En outre, tout abattage doit cibler en premier lieu les peuplements les plus fragiles ; il doit éviter d'exposer des peuplements vulnérables au vent dominant à la suite de l'élimination de peuplements situés immédiatement en amont ; ou il doit être effectué jusqu'à des lisières stables (route, ligne électrique, etc.) (Gardiner *et al.*, 2020 ; Mason *et al.*, 2013).

1.4.2.4 Sur les effets climatiques à plus grande échelle

Les résultats précédents sur le microclimat concernent essentiellement l'échelle intra-parcellaire et le sous-bois. La multiplication de coupes rases dans un paysage ou la réalisation de très grandes coupes peuvent cependant avoir un impact non seulement local, mais également régional sur l'atmosphère, affectant par exemple l'ennuage, voire les précipitations. Ce type d'effet a fait l'objet de nombreuses études, concernant, entre autres, les effets de la déforestation en Amazonie. Les résultats obtenus montrent deux grandes tendances.

On constate parfois, notamment en zone tropicale, que dans des paysages caractérisés par la juxtaposition de grandes surfaces boisées et déforestées, se mettent en place des circulations atmosphériques de méso-échelle provoquant au-dessus des zones non forestières des ascendances pouvant y générer un ennuage plus fort et une augmentation de la pluviométrie (par exemple,

Garcia-Carreras *et al.*, 2010). À l'échelle régionale, cependant, les simulations montrent une réduction des pluies consécutive à la déforestation (Lawrence *et Vandecar*, 2015 ; Spracklen *et Garcia-Carreras*, 2015).

Dans d'autres cas, souvent en régions tempérées, on observe plutôt, au contraire, des ascendances au-dessus des forêts. C'est ainsi que Teuling *et al.* (2017) ont observé un surplus d'ennuage estival au-dessus des massifs des Landes et de la Sologne, par rapport aux régions alentour ; et ils ont mis en évidence une baisse significative de cet ennuage estival au-dessus du massif landais, pendant plusieurs années après le passage de la tempête Klaus qui a mis à terre de nombreuses parcelles de pins.

Cette différence de comportement a pu être attribuée par Xu *et al.* (2022), sur la base d'une analyse de cas à l'échelle globale, à la différence de flux de chaleur sensible entre forêt et surfaces déforestées, les nuages ayant tendance à se former au-dessus des zones émettant le plus fort flux. Les mécanismes responsables de cette différence mettent en jeu un ensemble de processus interactifs liés aux écarts d'indice foliaire, d'albédo, de rugosité et de disponibilité en eau notamment (Bosman *et al.*, 2019), dont la combinaison peut conduire au passage d'une situation à une autre pour des variations relativement faibles des paramètres.

Dans tous les cas, de tels effets ne peuvent se manifester qu'à une échelle suffisamment grande : d'après les simulations de Avissar *et Schmidt* (1998), ainsi que Patton *et al.* (2005), il faut une taille élémentaire d'hétérogénéité de surface d'au moins 5 à 10 km pour que les conséquences de cette hétérogénéité soient perceptibles à l'échelle de la couche limite (au sommet de laquelle se forment les nuages dont il est question ici). Et pour que des hétérogénéités de surface donnent naissance à des précipitations significatives, il faut des dimensions plus grandes encore (Lynn *et al.*, 2001).

1.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations

Parmi les 128 articles retenus dans notre analyse, seulement cinq d'entre eux sont identifiés comme des synthèses de la littérature par le Web of Science (Aussenac, 2000 ; Ehbrecht *et al.*, 2019 ; Frenne *et al.*, 2019 ; Schmidt *et al.*, 2017 ; Vanneste *et al.*, 2020). Sur ces cinq études de synthèse, seulement une (Aussenac, 2000) porte plus spécifiquement sur les coupes rases (ou par bandes) et le renouvellement forestier. Dans cet article datant de plus de 20 ans déjà, l'auteur écrivait : *"Incontestablement la prise en compte des interactions couvert forestier - climat et potentialités écophysiologicals des essences est à la base d'une gestion durable des forêts."* Et il concluait : *"L'effet des modifications microclimatiques induites par [les coupes forestières] et en conséquence la réaction des arbres (...) sont maintenant bien précisés."* Près de 20 ans plus tard, cette vision des avancées de la connaissance pour une "gestion durable des forêts" apparaît quelque peu optimiste ; en témoignent les forts questionnements des gestionnaires quant à l'adaptation de leurs modes de gestion face au changement climatique en cours, qui ont motivé en partie cette expertise collective. En effet, quel que soit le contexte géographique et les modes de gestion, plusieurs retours d'expériences montrent que les bonnes pratiques de renouvellement forestier suivies hier ne sont pas les mieux adaptées à un climat avec des hivers plus doux, des étés chauds et arides plus fréquents, des tempêtes et ouragans vraisemblablement plus violents, et une concentration en CO₂ plus élevée. Si les connaissances acquises (et résumées ici) sur l'impact des coupes sur le microclimat et la physiologie des semis peuvent aider à maximiser les chances de succès du renouvellement forestier, les recommandations et pratiques de coupes forestières d'hier ne sont pas forcément adaptées au climat de demain. Une mise à jour de ces recommandations, éclairée par les connaissances actuelles et de nouvelles recherches, s'impose.

1.5.1 Besoins de recherche

Le corpus actuel des recherches sur l’adaptation des forêts au changement climatique s’inscrit dans une approche systémique prenant en considération l’ensemble des services associés, comme le maintien d’une forte biodiversité. Ainsi, parmi les études les plus récentes sur lesquelles notre analyse bibliographique a été conduite, nombreuses sont celles qui abordent l’impact du changement climatique moins sous l’angle du renouvellement forestier que sous celui de l’évolution des micro-habitats et de la biodiversité. C’est le cas des quatre autres revues identifiées par le Web of Science : Frenne *et al.* (2019) cherchent à identifier les facteurs favorisant l’atténuation des extrêmes de température de l’air en milieu forestier sur différents continents et biomes, dans l’objectif d’expliquer les taux observés de thermophilisation des communautés végétales du sous-bois (Zellweger *et al.*, 2020) ; Vanneste *et al.* (2020) s’intéressent à la quantification de l’atténuation des extrêmes de température dans les haies paysagères en Europe et son rôle dans la persistance et la migration des espèces ; Schmidt *et al.* (2017) effectuent une synthèse de la littérature sur les variations spatiales du microclimat dans les zones de transition (lisières) forêt-agriculture et leur rôle dans les cycles biogéochimiques. Le quatrième article (Ehbrecht *et al.*, 2019) s’intéresse à l’impact de la structure et diversité de la canopée sur la température de l’air dans le sous-bois, dans des forêts d’Europe centrale réparties le long d’un gradient de gestion à couvert continu (donc sans coupe rase).

Malgré cette accumulation d’études documentant comment la structure et la composition des canopées forestières influencent le microclimat, la question du devenir du pouvoir tampon des extrêmes climatiques par les canopées végétales reste ouverte (De Lombaerde *et al.*, 2022 ; Frenne *et al.*, 2021), car les outils actuels permettant d’anticiper son évolution sous climat futur sont limités, en particulier dans des canopées végétales complexes d’un point de vue structurel (plusieurs classes d’âge) et fonctionnel (plusieurs espèces). Les besoins de recherche dans ce domaine sont donc forts, mais bénéficient heureusement de développements récents en matière de micro-capteurs environnementaux à bas coût (Maclean *et al.*, 2021) et de bases de données collaboratives géoréférencées (Lembrechts *et al.*, 2020).

De même, de nombreuses questions persistent concernant la survie et la dynamique de croissance des jeunes arbres sous climat futur, qu’ils soient plantés ou en semis naturel, sous abri ou pas. Plusieurs études ont montré qu’un doublement de CO₂ favorise la croissance des semis sous abri, en particulier pour les espèces ligneuses à croissance lente et tolérantes à l’ombrage (par exemple, Hättenschwiler *et Körner*, 2000 ; Mohan *et al.*, 2007). Ces résultats sont cohérents avec des études théoriques (Lloyd *et Farquhar*, 1996) montrant que, plus les coûts respiratoires sont élevés et la disponibilité en nutriments est faible, plus la croissance des plantes répond à une augmentation du CO₂ (toute proportion gardée). Cette augmentation stimule aussi la croissance de la canopée, et donc sa surface foliaire, ce qui réduit les niveaux de lumière atteignant le sous-étage, parfois au point d’annuler l’effet attendu du CO₂ sur la productivité du sous-étage (Dohyoung *et al.*, 2016). Le changement climatique en cours s’accompagne également de sécheresses estivales plus fréquentes et intenses, de nature à générer de plus forts taux de mortalité des semis et jeunes arbres, y compris sous couvert forestier (par exemple, Beloiu *et al.*, 2022). L’augmentation prévue des épisodes de canicules, dont les conséquences sur le renouvellement forestier sont moins connues, pourrait encourager un recours plus fréquent à des coupes d’abri, facilitant l’ombrage des jeunes plants, ce qui réduit leur transpiration ainsi que les températures subies. Il est également urgent de mieux comprendre comment la canopée forestière influence les températures nocturnes et printanières dans le sous-bois, de l’air mais aussi des bourgeons, afin de mieux anticiper la saison de croissance des jeunes plants et les risques climatiques liés au gel.

Enfin, notre analyse a soulevé l'importance de prendre en compte l'agencement des parcelles et des zones de lisières nouvellement créées à l'échelle du paysage, notamment pour anticiper les risques liés aux tempêtes. Les résultats sur l'impact d'une déforestation massive sur l'enneigement estival et les précipitations, contrastés entre régions tempérées et tropicales, ont également montré que les besoins de recherche aux échelles supérieures (régionale et continentale), importantes en matière de gestion du territoire, restent forts, et que des études au cas par cas s'avèrent nécessaires. Ces besoins de recherche sont d'autant plus urgents que plusieurs projets de conversion de forêt en fermes solaires sur de grandes étendues sont en cours (par exemple, le projet Horizeo en Gironde, s'étendant sur 1000 ha), soulevant des problématiques similaires.

1.5.2 Pistes de recommandations

Comme le notait déjà Aussenac (2000), il n'y a pas nécessairement une relation directe entre la quantité de lumière (qui augmente avec la surface des coupes) et la croissance des jeunes plants : des coupes de tailles intermédiaires sont parfois préférables pour des essences susceptibles à la sécheresse (ou des stations où la contrainte hydrique est importante). Des coupes de petites tailles ($D/H < 2$, soit inférieures à 0.25 ha), non orientées dans le sens des vents dominants et éloignées des cuvettes topographiques, ont déjà été préconisées dans les situations où le gel tardif est un risque important, y compris des climats humides et même méditerranéens (Aussenac, 2000). Des trouées de petites tailles, dispersées ou proches de lisières stables, sont aussi recommandées pour limiter les risques de chablis (Gardiner *et al.*, 2020; Mason *et Valinger*, 2013). Avec l'augmentation attendue de la contrainte hydrique mais également des risques de gels et de tempêtes (en intensité, pas forcément en fréquence), il est clair que les coupes de petites tailles ($D/H < 2$) semblent plus adaptées pour accompagner le renouvellement forestier sous climat futur. Néanmoins, là où les coupes de régénération naturelle ou d'abri sont pratiquées, celles-ci mériteraient d'être conservées et sans doute développées car elles semblent mieux adaptées au changement climatique, du fait d'une meilleure atténuation des extrêmes climatiques, et avec des effets négatifs bien moindres sur le stock de carbone dans le sol et la biodiversité (voir « Question 5. Le système coupe rase-renouvellement occasionne-il des pertes majeures de carbone dans les sols ? »).

1.6 Références bibliographiques

- Achat, D., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L., 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth - A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348, 124–141. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042>
- Anderson, P., Larson, D., Chan, S., 2007. Riparian buffer and density management influences on microclimate of young headwater forests of western Oregon. *Forest Science* 53, 254–269.
- Aussenac, G., 2000. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science* 57, 287–301. <https://doi.org/10/fhxx6k>
- Avisar, R., Schmidt, T., 1998. An Evaluation of the Scale at which Ground-Surface Heat Flux Patchiness Affects the Convective Boundary Layer Using Large-Eddy Simulations. *J. Atmos. Sci.* 55, 2666–2689. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1998\)055<2666:AEOTSA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1998)055<2666:AEOTSA>2.0.CO;2)
- Aytekin, M., Gokbulak, F., 2020. Effect of coppice forest clearance on soil moisture, temperature and certain selected soil characteristics. *Forestist* 70, 116–121. <https://doi.org/10.5152/forestist.2020.20004>
- Baker, T.P., Jordan, G.J., Baker, S.C., 2016. Microclimatic edge effects in a recently harvested forest: Do remnant forest patches create the same impact as large forest areas? *Forest Ecology and Management* 365, 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.022>

- Barg, A.K., Edmonds, R.L., 1999. Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. *Can. J. For. Res.* 29, 705–713. <https://doi.org/10/c3f9zv>
- Beaudet, M., Harvey, B.D., Messier, C., Coates, K.D., Poulin, J., Kneeshaw, D.D., Brais, S., Bergeron, Y., 2011. Managing understory light conditions in boreal mixedwoods through variation in the intensity and spatial pattern of harvest: A modelling approach. *Forest Ecology and Management* 261, 84–94. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.033>
- Beaudet, M., Messier, C., 2002. Variation in canopy openness and light transmission following selection cutting in northern hardwood stands: an assessment based on hemispherical photographs. *Agricultural and Forest Meteorology* 110, 217–228. <https://doi.org/10/dv36k8>
- Beaudet, M., Messier, C., Leduc, A., 2004. Understorey light profiles in temperate deciduous forests: recovery process following selection cutting. *J Ecology* 92, 328–338. <https://doi.org/10/bk2mzd>
- Beloïu, M., Stahlmann, R., Beierkuhnlein, C., 2022. Drought impacts in forest canopy and deciduous tree saplings in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 509, 120075. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120075>
- Bernaschini, M.L., Valladares, G., Salvo, A., 2020. Edge effects on insect–plant food webs: assessing the influence of geographical orientation and microclimatic conditions. *Ecol Entomol* 45, 806–820. <https://doi.org/10.1111/een.12854>
- Bigler, C., Bugmann, H., 2018. Climate-induced shifts in leaf unfolding and frost risk of European trees and shrubs. *Sci Rep* 8, 9865. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27893-1>
- Bond-Lamberty, B., Wang, C., Gower, S.T., 2004. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? *Global Change Biology* 10, 1756–1766. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00816.x>
- Bosman, P.J.M., van Heerwaarden, C.C., Teuling, A.J., 2019. Sensible heating as a potential mechanism for enhanced cloud formation over temperate forest. *Q.J.R. Meteorol. Soc.* 145, 450–468. <https://doi.org/10.1002/qj.3441>
- Brosofske, K., Chen, J., Naiman, R., Franklin, J., 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecological Applications* 7, 1188–1200. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1188:heomgf\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1188:heomgf]2.0.co;2)
- Champlin, T.B., Kilgo, J.C., Gumpertz, M.L., Moorman, C.E., 2009. Avian response to microclimate in canopy gaps in a bottomland hardwood forest. *Southeastern Naturalist* 8, 107–120. <https://doi.org/10/d79ztn>
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A., 1995. Growing-Season Microclimatic Gradients from Clearcut Edges into Old-Growth Douglas-Fir Forests. *Ecological Applications* 5, 74–86. <https://doi.org/10.2307/1942053>
- Chen, J.Q., Saunders, S.C., Crow, T.R., Naiman, R.J., Brosofske, K.D., Mroz, G.D., Brookshire, B.L., Franklin, J.F., 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology - Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *Bioscience* 49, 288–297. <https://doi.org/10/cvsdkg>
- Coomes, D.A., Grubb, P.J., 2000. Impacts of Root Competition in Forests and Woodlands: A Theoretical Framework and Review of Experiments. *Ecological Monographs* 70, 171–207. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2000\)070\[0171:IORCIF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2000)070[0171:IORCIF]2.0.CO;2)
- Darenova, E., Kadavý, J., Knott, R., Kokrda, L., Novotný, J., 2021. Effect of tree harvest, silvopastoral practices, and microclimate conditions on forest floor CO₂ efflux in a sessile oak (*Quercus petraea*

- agg [Matt.] Liebl.) forest. *Annals of Forest Science* 78, 80. <https://doi.org/10.1007/s13595-021-01101-z>
- Davies-Colley, R.J., Payne, G.W., van Elswijk, M., 2000. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology* 24, 111–121.
- de Chantal, M., Holt Hanssen, K., Granhus, A., Bergsten, U., Ottosson Löfvenius, M., Grip, H., 2007. Frost-heaving damage to one-year-old *Picea abies* seedlings increases with soil horizon depth and canopy gap size. *Can. J. For. Res.* 37, 1236–1243. <https://doi.org/10/dt3nfp>
- De Lombaerde, E., Vangansbeke, P., Lenoir, J., Meerbeek, K., Lembrechts, J., Rodríguez-Sánchez, F., Luoto, M., Scheffers, B., Haesen, S., Aalto, J., Christiansen, D.M., Pauw, K., Depauw, L., Govaert, S., Hampe, A., Hampe, A., Klinges, D., Koelemeijer, I., Meeussen, C., Ogée, J., Sanczuk, P., Vanneste, T., Zellweger, F., Baeten, L., Frenne, P., 2022. Maintaining forest cover to enhance temperature buffering under future climate change. *Science of The Total Environment* 810, 151338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151338>
- De Pauw, K., Sanczuk, P., Meeussen, C., Depauw, L., De Lombaerde, E., Govaert, S., Vanneste, T., Brunet, J., Cousins, S.A.O., Gasperini, C., Hedwall, P., Iacopetti, G., Lenoir, J., Plue, J., Selvi, F., Spicher, F., Uria-Diez, J., Verheyen, K., Vangansbeke, P., De Frenne, P., 2022. Forest understorey communities respond strongly to light in interaction with forest structure, but not to microclimate warming. *New Phytologist* 233, 219–235. <https://doi.org/10.1111/nph.17803>
- Devine, W.D., Harrington, C.A., 2007a. Influence of harvest residues and vegetation on microsite soil and air temperatures in a young conifer plantation. *Agricultural and Forest Meteorology* 145, 125–138. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.04.009>
- Devine, W.D., Harrington, C.A., 2007b. Release of Oregon White Oak from Overtopping Douglas-fir: Effects on Soil Water and Microclimate. *Northwest Science* 81, 112–124. <https://doi.org/10.3955/0029-344X-81.2.112>
- Dignan, P., Bren, L., 2003a. Modelling light penetration edge effects for stream buffer design in mountain ash forest in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management* 179, 95–106. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00491-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00491-7)
- Dignan, P., Bren, L., 2003b. A study of the effect of logging on the understorey light environment in riparian buffer strips in a south-east Australian forest. *Forest Ecology and Management* 172, 161–172. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00810-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00810-6)
- Dobrowski, S.Z., 2011. A climatic basis for microrefugia: the influence of terrain on climate. *Global Change Biol* 17, 1022–1035. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02263.x>
- Dohyoung, K., Oren, R., Qian, S.S., 2016. Response to CO₂ enrichment of understory vegetation in the shade of forests. *Global Change Biology* 22, 944–956.
- Dong, J., Chen, J., Brososke, K.D., Naiman, R.J., 1998. Modelling air temperature gradients across managed small streams in western Washington. *Journal of Environmental Management* 53, 309–321. <https://doi.org/10.1006/jema.1998.0217>
- Dovčiak, M., Brown, J., 2014. Secondary edge effects in regenerating forest landscapes: vegetation and microclimate patterns and their implications for management and conservation. *New Forests* 45, 733–744. <https://doi.org/10.1007/s11056-014-9419-7>
- Dupont, S., Pivato, D., Brunet, Y., 2015. Wind damage propagation in forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 214-215, 243–251. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.07.010>
- Dynesius, M., Åström, M., Nilsson, C., 2008. Microclimatic buffering by logging residues and forest edges reduces clear-cutting impacts on forest bryophytes. *Applied Vegetation Science* 11, 345–354. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18457>

- Ehbrecht, M., Schall, P., Ammer, C., Fischer, M., Seidel, D., 2019. Effects of structural heterogeneity on the diurnal temperature range in temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 432, 860–867. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.008>
- Eskelson, B., Anderson, P., Temesgen, H., 2013. Modeling Relative Humidity in Headwater Forests Using Correlation with Air Temperature. *Northwest Science* 87, 40–58. <https://doi.org/10.3955/046.087.0104>
- Fontaine, J.B., Donato, D.C., Campbell, J.L., Martin, J.G., Law, B.E., 2010. Effects of post-fire logging on forest surface air temperatures in the Siskiyou Mountains, Oregon, USA. *Forestry* 83, 477–482. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpq030>
- Franklin, C.M.A., Filicetti, A.T., Nielsen, S.E., 2021. Seismic line width and orientation influence microclimatic forest edge gradients and tree regeneration. *Forest Ecology and Management* 492, 119216. <https://doi.org/10/gpdk2g>
- Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B.R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M.B., Christiansen, D.M., Decocq, G., Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klings, D.H., Koelemeijer, I.A., Lembrechts, J.J., Marrec, R., Meeussen, C., Ogée, J., Tyystjärvi, V., Vangansbeke, P., Hylander, K., 2021. Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology* 27, 2279–2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>
- Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B.R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K., Lenoir, J., 2019. Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nat Ecol Evol* 3, 744–749. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0842-1>
- Garcia-Carreras, L., Parker, D.J., Taylor, C.M., Reeves, C.E., Murphy, J.G., 2010. Impact of mesoscale vegetation heterogeneities on the dynamical and thermodynamic properties of the planetary boundary layer. *J. Geophys. Res.* 115, 03102. <https://doi.org/10.1029/2009JD012811>
- Gardiner, B., 2021. Wind damage to forests and trees: a review with an emphasis on planted and managed forests. *Journal of Forest Research* 26, 248–266. <https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1940665>
- Gardiner, B.A., Orazio, C., Cablat, D., Yoga, S., 2020. Gestion du risque tempête en Nouvelle Aquitaine: Guide technique pour les aménageurs du territoire et les aménagistes forestiers (Rapport du projet PLURIFOR). European Forest Institute, Cestas.
- Gardiner, B.A., Stacey, G.R., Belcher, R.E., Wood, C.J., 1997. Field and wind tunnel assessments of the implications of respacing and thinning for tree stability. *Forestry* 70, 233–252. <https://doi.org/10.1093/forestry/70.3.233>
- Garner, G., Malcolm, I., Sadler, J., Millar, C., Hannah, D., 2015. Inter-annual variability in the effects of riparian woodland on micro-climate, energy exchanges and water temperature of an upland Scottish stream. *Hydrological Processes* 29, 1080–1095. <https://doi.org/10.1002/hyp.10223>
- Gaudio, N., Balandier, P., Perret, S., Ginisty, C., 2011. Growth of understorey Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) saplings in response to light in mixed temperate forest. *Forestry* 84, 187–195. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpr005>
- Geiger, R., Aron, R.H., Todhunter, P., 1995. *The Climate Near the Ground*. Vieweg+Teubner Verlag, Wiesbaden. <https://doi.org/10.1007/978-3-322-86582-3>
- Godefroid, S., Rucquoi, S., Koedam, N., 2006. Spatial variability of summer microclimates and plant species response along transects within clearcuts in a beech forest. *Plant Ecol* 185, 107–121. <https://doi.org/10.1007/s11258-005-9088-x>
- Gray, A.N., Spies, T.A., Easter, M.J., 2002. Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. *Can. J. For. Res.* 32, 332–343. <https://doi.org/10/dczrcx>

- Greiser, C., Meineri, E., Luoto, M., Ehrlén, J., Hylander, K., 2018. Monthly microclimate models in a managed boreal forest landscape. *Agricultural and Forest Meteorology* 250–251, 147–158. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.12.252>
- Groot, A., Carlson, D.W., 1996. Influence of shelter on night temperatures, frost damage, and bud break of white spruce seedlings. *Can. J. For. Res.* 26, 1531–1538. <https://doi.org/10/fcr9wc>
- Hartmann, H., Bastos, A., Das, A.J., Esquivel-Muelbert, A., Hammond, W.M., Martínez-Vilalta, J., McDowell, N.G., Powers, J.S., Pugh, T.A.M., Ruthrof, K.X., Allen, C.D., 2022. Climate Change Risks to Global Forest Health: Emergence of Unexpected Events of Elevated Tree Mortality Worldwide. *Annu. Rev. Plant Biol.* 73, annurev-arplant-102820-012804. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-102820-012804>
- Hashimoto, S., Suzuki, M., 2004. The impact of forest clear-cutting on soil temperature: a comparison between before and after cutting, and between clear-cut and control sites. *Journal of Forest Research* 9, 125–132. <https://doi.org/10.1007/s10310-003-0063-x>
- Hättenschwiler, S., Körner, C., 2000. Tree seedling responses to *in situ* CO₂-enrichment differ among species and depend on understorey light availability. *Global Change Biology* 6, 213–226. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00301.x>
- Heithecker, T.D., Halpern, C.B., 2006. Variation in microclimate associated with dispersed-retention harvests in coniferous forests of western Washington. *Forest Ecology and Management* 226, 60–71. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.024>
- Hennenberg, K.J., Goetze, D., Szarzynski, J., Orthmann, B., Reineking, B., Steinke, I., Porembski, S., 2008. Detection of seasonal variability in microclimatic borders and ecotones between forest and savanna. *Basic and Applied Ecology* 9, 275–285. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.02.004>
- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., Střalková, R., Mýlová, P., Bouda, M., Pettit, J.L., Rydval, M., Svoboda, M., 2019. Microclimate edge effect in small fragments of temperate forests in the context of climate change. *Forest Ecology and Management* 448, 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.069>
- Högberg, P., Högberg, M.N., 2022. Does successful forest regeneration require the nursing of seedlings by nurse trees through mycorrhizal interconnections? *Forest Ecology and Management* 516, 120252. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120252>
- Jactel, H., Koricheva, J., Castagnyrol, B., 2019. Responses of forest insect pests to climate change: not so simple. *Current Opinion in Insect Science* 35, 103–108. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.07.010>
- Kaylor, M.J., Warren, D.R., Kiffney, P.M., 2017. Long-term effects of riparian forest harvest on light in Pacific Northwest (USA) streams. *Freshwater Science* 36, 1–13. <https://doi.org/10.1086/690624>
- Kermavnar, J., Ferlan, M., Marinšek, A., Eler, K., Kobler, A., Kutnar, L., 2020. Effects of various cutting treatments and topographic factors on microclimatic conditions in Dinaric fir-beech forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 295, 108–186.
- Klos, P.Z., Link, T.E., 2018. Quantifying shortwave and longwave radiation inputs to headwater streams under differing canopy structures. *Forest Ecology and Management* 407, 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.046>
- Kluber, M., Olson, D., Puettmann, K., 2009. Downed Wood Microclimates and Their Potential Impact on Plethodontid Salamander Habitat in the Oregon Coast Range. *Northwest Science* 83, 25–34. <https://doi.org/10.3955/046.083.0103>

- Kovács, B., Tinya, F., Németh, C., Ódor, P., 2020. Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate in oak forests: results of a 4-yr experiment. *Ecol Appl* 30, 2. <https://doi.org/10/ggth6g>
- Lajzerowicz, C.C., M.B., W., Krasowski, M., Massicotte, H.B., 2004. Light and temperature differentially colimit subalpine fir and Engelmann spruce seedling growth in partial-cut subalpine forests. *Canadian Journal of Forest Research* 34, 249–260.
- Langvall, O., Örlander, G., 2001. Effects of pine shelterwoods on microclimate and frost damage to Norway spruce seedlings. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 31, 155–164. <https://doi.org/10.1139/cjfr-31-1-155>
- Langvall, O., Örlander, G., 2001. Effects of pine shelterwoods on microclimate and frost damage to Norway spruce seedlings. *Can. J. For. Res.* 31, 155–164. <https://doi.org/10.1139/x00-149>
- Lanquaye-Opoku, N., Mitchell, S.J., 2005. Portability of stand-level empirical windthrow risk models. *Forest Ecology and Management* 216, 134–148. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.032>
- Lawrence, D., Vandecar, K., 2015. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change* 5, 27–36. <https://doi.org/10.1038/nclimate2430>
- Lembrechts, J.J., Aalto, J., Ashcroft, M.B., De Frenne, P., Kopecký, M., Lenoir, J., Luoto, M., Maclean, I.M.D., Roupsard, O., Fuentes Lillo, E., García, R.A., Pellissier, L., Pitteloud, C., Alatalo, J.M., Smith, S.W., Björk, R.G., Muffler, L., Ratier Backes, A., Cesarz, S., Gottschall, F., Okello, J., Urban, J., Plichta, R., Svátek, M., Phartyal, S.S., Wipf, S., Eisenhauer, N., Puşcaş, M., Turtureanu, P.D., Varlagin, A., Dimarco, R.D., Jump, A.S., Randall, K., Dorrepaal, E., Larson, K., Walz, J., Vitale, L., Svoboda, M., Finger Higgens, R., Halbritter, A.H., Curasi, S.R., Klupar, I., Koontz, A., Pearse, W.D., Simpson, E., Stemkovski, M., Jessen Graae, B., Vedel Sørensen, M., Høye, T.T., Fernández Calzado, M.R., Lorite, J., Carbognani, M., Tomaselli, M., Forte, T.G.W., Petraglia, A., Haesen, S., Somers, B., Van Meerbeek, K., Björkman, M.P., Hylander, K., Merinero, S., Gharun, M., Buchmann, N., Dolezal, J., Matula, R., Thomas, A.D., Bailey, J.J., Ghosn, D., Kazakis, G., Pablo, M.A., Kemppinen, J., Niittynen, P., Rew, L., Seipel, T., Larson, C., Speed, J.D.M., Ardö, J., Cannone, N., Guglielmin, M., Malfasi, F., Bader, M.Y., Canessa, R., Stanisci, A., Kreyling, J., Schmeddes, J., Teuber, L., Aschero, V., Čiliak, M., Máliš, F., De Smedt, P., Govaert, S., Meeussen, C., Vangansbeke, P., Gigauri, K., Lamprecht, A., Pauli, H., Steinbauer, K., Winkler, M., Ueyama, M., Nuñez, M.A., Ursu, T.M., Haider, S., Wedegärtner, R.E.M., Smiljanic, M., Trouillier, M., Wilmking, M., Altman, J., Brůna, J., Hederová, L., Macek, M., Man, M., Wild, J., Vittoz, P., Pärtel, M., Barančok, P., Kanka, R., Kollár, J., Palaj, A., Barros, A., Mazzolari, A.C., Bauters, M., Boeckx, P., Benito Alonso, J.L., Zong, S., Di Cecco, V., Sitková, Z., Tielbörger, K., Brink, L., Weigel, R., Homeier, J., Dahlberg, C.J., Medinets, S., Medinets, V., De Boeck, H.J., Portillo Estrada, M., Verryck, L.T., Milbau, A., Daskalova, G.N., Thomas, H.J.D., Myers Smith, I.H., Blonder, B., Stephan, J.G., Descombes, P., Zellweger, F., Frei, E.R., Heinesch, B., Andrews, C., Dick, J., Siebicke, L., Rocha, A., Senior, R.A., Rixen, C., Jimenez, J.J., Boike, J., Pauchard, A., Scholten, T., Scheffers, B., Klings, D., Basham, E.W., Zhang, J., Zhang, Z., Géron, C., Fazlioglu, F., Candan, O., Sallo Bravo, J., Hrbacek, F., Laska, K., Cremonese, E., Haase, P., Moyano, F.E., Rossi, C., Nijs, I., 2020. SoilTemp: A global database of near-surface temperature. *Global Change Biol* 7, 138. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2007.07.001>
- Lenoir, J., Hattab, T., Pierre, G., 2017. Climatic microrefugia under anthropogenic climate change: implications for species redistribution. *Ecography* 40, 253–266. <https://doi.org/10.3354/cr008209>
- Ligot, G., Balandier, P., Courbaud, B., Jonard, M., Kneeshaw, D., Claessens, H., 2014. Managing understory light to maintain a mixture of species with different shade tolerance. *Forest Ecology and Management* 327, 189–200. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.010>
- Liu, Q., Piao, S., Janssens, I.A., Fu, Y., Peng, S., Lian, X., Ciais, P., Myneni, R.B., Peñuelas, J., Wang, T., 2018. Extension of the growing season increases vegetation exposure to frost. *Nat Commun* 9, 426. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02690-y>

- Lloyd, J., Farquhar, G.D., 1996. The CO₂ Dependence of Photosynthesis, Plant Growth Responses to Elevated Atmospheric CO₂ Concentrations and Their Interaction with Soil Nutrient Status. I. General Principles and Forest Ecosystems. *Functional Ecology* 10, 4. <https://doi.org/10.2307/2390258>
- Londo, A.J., Messina, M.G., Schoenholtz, S.H., 1999. Forest Harvesting Effects on Soil Temperature, Moisture, and Respiration in a Bottomland Hardwood Forest. *Soil Science Society of America Journal* 63, 637–644. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300030029x>
- Lynn, B.H., Tao, W.-K., Abramopoulos, F., 2001. A Parameterization for the Triggering of Landscape-Generated Moist Convection. Part I: Analysis of High-Resolution Model Results. *J. Atmos. Sci.* 58, 575–592. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(2001\)058<0575:APFTTO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(2001)058<0575:APFTTO>2.0.CO;2)
- Ma, Q., Huang, J., Hänninen, H., Berninger, F., 2019. Divergent trends in the risk of spring frost damage to trees in Europe with recent warming. *Glob Change Biol* 25, 351–360. <https://doi.org/10.1111/gcb.14479>
- Maclean, I.M.D., Duffy, J.P., Haesen, S., Govaert, S., De Frenne, P., Vanneste, T., Lenoir, J., Lembrechts, J.J., Rhodes, M.W., Van Meerbeek, K., 2021. On the measurement of microclimate. *Methods in Ecology and Evolution* 2041–210X.13627. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13627>
- Malcolm, D.C., Mason, W.L., Clarke, G.C., 2001. The transformation of conifer forests in Britain — regeneration, gap size and silvicultural systems. *Forest Ecology and Management* 151, 7–23. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00692-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00692-7)
- Man, RZ, Lieffers, V., 1999. Effects of shelterwood and site preparation on microclimate and establishment of white spruce seedlings in a boreal mixedwood forest. *Forestry Chronicle* 75, 837–844. <https://doi.org/10.5558/tfc75837-5>
- Man, Rongzhou, Lieffers, V.J., 1999. Effects of shelterwood and site preparation on microclimate and establishment of white spruce seedlings in a boreal mixedwood forest. *The Forestry Chronicle* 75, 837–844. <https://doi.org/10.5558/tfc75837-5>
- Mason, B., Valinger, E., 2013. Managing forests to reduce storm damage, in: Gardiner, B.A., Schuck, A., Schelhaas, M.J., Orazio, C., Blennow, K., Nicoll, B. (Eds.), *Living with Storm Damage to Forests: What Science Can Tell Us*. European Forest Institute, pp. 89–98.
- McCaughey, J.H., 1985. A radiation and energy balance study of mature forest and clear-cut sites. *Boundary-Layer Meteorol* 32, 1–24. <https://doi.org/10.1007/BF00120711>
- McCaughey, J.H., 1981. Impact of Clearcutting of Coniferous Forest on the Surface Radiation Balance. *The Journal of Applied Ecology* 18, 815. <https://doi.org/10.2307/2402372>
- McDowell, N.G., Sapes, G., Pivovarov, A., Adams, H.D., Allen, C.D., Anderegg, W.R.L., Arend, M., Breshears, D.D., Brodrigg, T., Choat, B., Cochard, H., Cáceres, M., Kauwe, M.G., Grossiord, C., Hammond, W.M., Hartmann, H., Hoch, G., Kahmen, A., Klein, T., Mackay, D.S., Mantova, M., Martínez-Vilalta, J., Medlyn, B.E., Mencuccini, M., Nardini, A., Oliveira, R.S., Sala, A., Tissue, D.T., Torres-Ruiz, J.M., Trowbridge, A.M., Trugman, A.T., Wiley, E., Xu, C., 2022. Mechanisms of woody-plant mortality under rising drought, CO₂ and vapour pressure deficit. *Nat Rev Earth Environ* 1–15. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00272-1>
- Meeussen, C., De Pauw, K., Sanczuk, P., Brunet, J., Cousins, S.A.O., Gasperini, C., Hedwall, P. -O., Iacopetti, G., Lenoir, J., Plue, J., Selvi, F., Spicher, F., Uria Diez, J., Verheyen, K., Vangansbeke, P., De Frenne, P., 2022. Initial oak regeneration responses to experimental warming along microclimatic and macroclimatic gradients. *Plant Biol J* 24, 745–757. <https://doi.org/10.1111/plb.13412>
- Meeussen, C., Govaert, S., Vanneste, T., Bollmann, K., Brunet, J., Calders, K., Cousins, S.A.O., De Pauw, K., Diekmann, M., Gasperini, C., Hedwall, P.-O., Hylander, K., Iacopetti, G., Lenoir, J., Lindmo, S., Orczewska, A., Ponette, Q., Plue, J., Sanczuk, P., Selvi, F., Spicher, F., Verbeeck, H., Zellweger, F., Verheyen, K., Vangansbeke, P., De Frenne, P., 2021a. Microclimatic edge-to-interior gradients of

- European deciduous forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 311, 108699. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108699>
- Meeussen, C., Govaert, S., Vanneste, T., Haesen, S., Van Meerbeek, K., Bollmann, K., Brunet, J., Calders, K., Cousins, S.A.O., Diekmann, M., Graae, B.J., Iacopetti, G., Lenoir, J., Orczewska, A., Ponette, Q., Plue, J., Selvi, F., Spicher, F., Sørensen, M.V., Verbeeck, H., Vermeir, P., Verheyen, K., Vangansbeke, P., De Frenne, P., 2021b. Drivers of carbon stocks in forest edges across Europe. *Science of The Total Environment* 759, 143497. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143497>
- Meleason, M., Quinn, J., 2004. Influence of riparian buffer width on air temperature at Whangapoua Forest, Coromandel Peninsula, New Zealand. *Forest Ecology and Management* 191, 365–371. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.01.016>
- Meyer, C., Sisk, T., Covington, W., 2001. Microclimatic changes induced by ecological restoration of ponderosa pine forests in northern Arizona. *Restoration Ecology* 9, 443–452. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2001.94013.x>
- Meza-Elizalde, M.C., Armenteras-Pascual, D., 2021. Edge influence on the microclimate and vegetation of fragments of a north Amazonian forest. *Forest Ecology and Management* 498, 119546. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119546>
- Mohan, J.E., Clark, J.S., Schlesinger, W.H., 2007. Long-term CO₂ enrichment of a forest ecosystem: implications for forest regeneration and succession. *Ecol Appl* 17, 1198–1212. <https://doi.org/10.1890/05-1690>
- Moroni, M.T., Carter, P.Q., Ryan, D.A.J., 2009. Harvesting and slash piling affects soil respiration, soil temperature, and soil moisture regimes in Newfoundland boreal forests. *Can. J. Soil. Sci.* 89, 343–355. <https://doi.org/10.4141/CJSS08027>
- Okada, K., Takagi, K., Nishida, Y., 2019. Effects of forestry management and environmental factors on water and light use efficiencies in a cool-temperate mixed forest in northern Japan. *J. Agric. Meteorol.* 75, 183–192. <https://doi.org/10.2480/agrmet.D-19-00006>
- Olden, A., Peura, M., Saine, S., Kotiaho, J., Halme, P., 2019. The effect of buffer strip width and selective logging on riparian forest microclimate. *Forest Ecology and Management* 453. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117623>
- O’Neal, M.A., Roth, L.B., Hanson, B., Leathers, D.J., 2010. A Field-Based Model of the Effects of Landcover Changes on Daytime Summer Temperatures in the North Cascades. *Physical Geography* 31, 137–155. <https://doi.org/10.2747/0272-3646.31.2.137>
- Pang, X., Bao, W., Zhu, B., Cheng, W., 2013. Responses of soil respiration and its temperature sensitivity to thinning in a pine plantation. *Agricultural and Forest Meteorology* 171-172, 57–64. <https://doi.org/10/gbcqh5>
- Patton, E.G., Sullivan, P.P., Moeng, C.-H., 2005. The Influence of Idealized Heterogeneity on Wet and Dry Planetary Boundary Layers Coupled to the Land Surface. *Journal of the Atmospheric Sciences* 62, 2078–2097. <https://doi.org/10.1175/JAS3465.1>
- Petritan, I.C., von Lüpke, B., Petritan, A.M., 2011. Influence of Shelterwood and Ground Vegetation on Late Spring Frost Damages of Planted Beech (*Fagus sylvatica*) and Douglas-Fir (*Pseudotsuga menziesii*) Saplings. *Baltic Forestry* 17, 227–234.
- Potter, B.E., Teclaw, R.M., J.C, Z., 2001. The impact of forest structure on near-ground temperatures during two years of contrasting temperature extremes. *Agricultural and Forest Meteorology* 106, 331–336.

- Prévost, M., Raymond, P., 2012. Effect of gap size, aspect and slope on available light and soil temperature after patch-selection cutting in yellow birch–conifer stands, Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management* 274, 210–221. <https://doi.org/10/gpdm38>
- Promis, A., Caldentey, J., Ibarra, M., 2010. Microclima en el interior de un bosque de *Nothofagus pumilio* y el efecto de una corta de regeneración. *Bosque (Valdivia)* 31, 2. <https://doi.org/10/c3ctqr>
- Rambo, T.R., North, M.P., 2009. Canopy microclimate response to pattern and density of thinning in a Sierra Nevada forest. *Forest Ecology and Management* 257, 435–442. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.029>
- Raymond, P., Munson, A.D., Ruel, J.-C., Coates, K.D., 2006. Spatial patterns of soil microclimate, light, regeneration, and growth within silvicultural gaps of mixed tolerant hardwood-white pine stands. *Can. J. For. Res.* 36, 639–651. <https://doi.org/10.1139/x05-269>
- Ritter, E., Dalsgaard, L., Einhorn, K.S., 2005. Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 206, 15–33. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.08.011>
- Rykken, J., Chan, S., Moldenke, A., 2007. Headwater riparian microclimate patterns under alternative forest management treatments. *Forest Science* 53, 270–280.
- Schmidt, M., Jochheim, H., Kersebaum, K.-C., Lischeid, G., Nendel, C., 2017. Gradients of microclimate, carbon and nitrogen in transition zones of fragmented landscapes – a review. *Agricultural and Forest Meteorology* 232, 659–671. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.10.022>
- Shabaga, J.A., Basilik, N., Caspersen, J.P., Jones, T.A., 2015. Seasonal controls on patterns of soil respiration and temperature sensitivity in a northern mixed deciduous forest following partial-harvesting. *Forest Ecology and Management* 348, 208–219. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.022>
- Sharma, A., Jose, S., Bohn, K.K., Andreu, M.G., 2012. Effects of reproduction methods and overstory species composition on understory light availability in longleaf pine–slash pine ecosystems. *Forest Ecology and Management* 284, 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.023>
- Spracklen, D.V., Garcia-Carreras, L., 2015. The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophysical Research Letters* 42, 9546–9552. <https://doi.org/10.1002/2015GL066063>
- Stewart, K., Mallik, A., 2006. Bryophyte responses to microclimatic edge effects across riparian buffers. *Ecological Applications* 16, 1474–1486. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1474:BRTMEE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1474:BRTMEE]2.0.CO;2)
- Stoffel, J.L., Gower, S.T., Forrester, J.A., Mladenoff, D.J., 2010. Effects of winter selective tree harvest on soil microclimate and surface CO₂ flux of a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 259, 257–265. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.004>
- Stokes, V., Kerr, G., Connolly, T., 2021. Underplanting is a practical silvicultural method for regenerating and diversifying conifer stands in Britain. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 94, 219–231. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa027>
- Teuling, A.J., Taylor, C.M., Meirink, J.F., Melsen, L.A., Miralles, D.G., Heerwaarden, C.C., Vautard, R., Stegehuis, A.I., Nabuurs, G.-J., Vilà-Guerau, A.J., 2017. Observational evidence for cloud cover enhancement over western European forests. *Nature Communications* 8, 1–7. <https://doi.org/10.1038/ncomms14065>
- Van Wilgenburg, S.L., Mazerolle, D.F., Hobson, K.A., 2001. Patterns of arthropod abundance, vegetation, and microclimate at boreal forest edge and interior in two landscapes: Implications for forest birds. *Écoscience* 8, 454–461. <https://doi.org/10.1080/11956860.2001.11682675>

- Vanneste, T., Govaert, S., Spicher, F., Brunet, J., Cousins, S., Decocq, G., Diekmann, M., Graae, B., Hedwall, P., Kapas, R., Lenoir, J., Liira, J., Lindmo, S., Litza, K., Naaf, T., Orczewska, A., Plue, J., Wulf, M., Verheyen, K., De Frenne, P., 2020. Contrasting microclimates among hedgerows and woodlands across temperate Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 281. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107818>
- Voicu, M.F., Comeau, P.G., 2006. Microclimatic and spruce growth gradients adjacent to young aspen stands. *Forest Ecology and Management* 221, 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.09.016>
- von Arx, G., Graf Pannatier, E., Thimonier, A., Rebetez, M., 2013. Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. *Journal of Ecology* 101, 1201–1213. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12121>
- Wada, N., Ribbens, E., 1997. Japanese maple (*Acer palmatum* var. *Matsumurae*, Aceraceae) recruitment patterns: seeds, seedlings, and saplings in relation to conspecific adult neighbors. *Am. J. Bot.* 84, 1294–1300. <https://doi.org/10.2307/2446055>
- Walters, M.B., Farinosi, E.J., Willis, J.L., Gottschalk, K.W., 2016. Managing for diversity: harvest gap size drives complex light, vegetation, and deer herbivory impacts on tree seedlings. *Ecosphere* 7, 8. <https://doi.org/10/f9brvd>
- Warren, D.R., Keeton, W.S., Bechtold, H.A., Rosi-Marshall, E.J., 2013. Comparing streambed light availability and canopy cover in streams with old-growth versus early-mature riparian forests in western Oregon. *Aquat Sci* 75, 547–558. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0299-2>
- Wright, T.E., Kasel, S., Tausz, M., Bennett, L.T., 2010. Edge microclimate of temperate woodlands as affected by adjoining land use. *Agricultural and Forest Meteorology* 150, 1138–1146. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.04.016>
- Xu, R., Li, Y., Teuling, A.J., Zhao, L., Spracklen, D.V., Garcia-Carreras, L., Meier, R., Chen, L., Zheng, Y., Lin, H., B, F., 2022. Contrasting impacts of forests on cloud cover based on satellite observations. *Nat Commun* 13, 670. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28161-7>
- Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., Verheyen, K., Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Hédli, R., Berki, I., Brunet, J., Van Calster, H., Chudomelová, M., Decocq, G., Dirnböck, T., Durak, T., Heinken, T., Jaroszewicz, B., Kopecký, M., Máliš, F., Macek, M., Malicki, M., Naaf, T., Nagel, T.A., Ortmann-Ajkai, A., Petrík, P., Pielech, R., Reczyńska, K., Schmidt, W., Standovár, T., Świerkosz, K., Teleki, B., Vild, O., Wulf, M., Coomes, D., 2020. Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science* 368, 772–775.
- Zeng, H., Garcia-Gonzalo, J., Peltola, H., Kellomäki, S., 2010. The effects of forest structure on the risk of wind damage at a landscape level in a boreal forest ecosystem. *Ann. For. Sci.* 67, 111–111. <https://doi.org/10.1051/forest/2009090>
- Zohner, C.M., Mo, L., Renner, S.S., Svenning, J.-C., Vitasse, Y., Benito, B.M., Ordonez, A., Baumgarten, F., Bastin, J.-F., Sebald, V., Reich, P.B., Liang, J., Nabuurs, G.-J., Miguel S., de-, Alberti, G., Antón-Fernández, C., Balazy, R., Brändli, U.-B., Chen, H.Y.H., Chisholm, C., Cienciala, E., Dayanandan, S., Fayle, T.M., Frizzera, L., Gianelle, D., Jagodzinski, A.M., Jaroszewicz, B., Jucker, T., Kepfer-Rojas, S., Khan, M.L., Kim, H.S., Korjus, H., Johannsen, V.K., Laarmann, D., Lang, M., Zawila-Niedzwiecki, T., Niklaus, P.A., Paquette, A., Pretzsch, H., Saikia, P., Schall, P., Šebeň, V., Svoboda, M., Tikhonova, E., Viana, H., Zhang, C., Zhao, X., Crowther, T.W., 2020. Late-spring frost risk between 1959 and 2017 decreased in North America but increased in Europe and Asia. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 117, 12192–12200. <https://doi.org/10.1073/pnas.1920816117>

Volet 1 | Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Question 2. Quelle est l'incidence des coupes rases sur les composantes du bilan hydrique de l'écosystème forestier ? Quels facteurs modulent cette incidence ?

Sommaire

2.1 Contexte et problématique	257
2.2 Glossaire	258
2.3 Matériel et méthodes	259
2.4 Réponses à la question posée	259
2.4.1 Incidence sur l'évapotranspiration réelle	260
2.4.2 Incidence sur le régime hydrique du sol	261
2.4.3 Incidence sur l'hydrologie de bassin versant	262
2.4.4 Incidence d'une déforestation massive sur le cycle de l'eau régional.....	262
2.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations	262
2.6 Références bibliographiques	263

Rédacteurs

Jean-Christophe **Domec**, Bordeaux Science Agro, INRAE, UMR ISPA, Gradignan (33), France

Frédéric **Frappart**, INRAE, UMR ISPA, Bordeaux (33), France

Denis **Loustau**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France Jean-

2.1 Contexte et problématique

Pline l'Ancien (23-79), dans le livre 31 de son Histoire Naturelle, rapporte ses observations sur l'effet de coupes rases sur le ruissellement et les écoulements de reliefs déboisés lors du siège de camps ennemis par les troupes romaines. Il observe que ceux-ci sont fortement accrus, et que l'ennuage local est diminué.

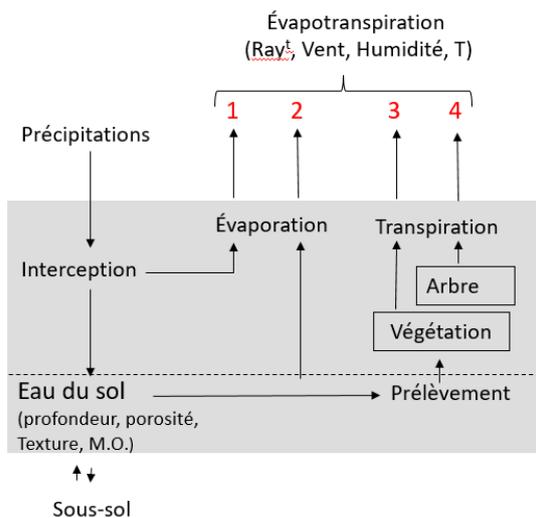
Les forêts matures constituent les formations végétales qui évaporent le plus, en raison de facteurs bien identifiés : albédo faible et énergie absorbée plus importante, rugosité et indice foliaire élevés, prospection racinaire étendue. En plus de cette production d'eau "verte", elles constituent aussi une source d'eau "bleue" majeure et ont une capacité de filtration importante.

Notre revue concerne les impacts hydrologiques d'une coupe rase que nous avons rapportés autant que possible à un fonctionnement de forêt adulte de référence, i.e., qui aurait subsisté sans la coupe.

Ces impacts ont été caractérisés au niveau de la parcelle mais aussi du bassin versant hydrologique concerné. Nous n'avons pas pu détailler les variations spatiales de tels impacts à micro-échelle, au sein même des clairières créées par les coupes et qui peuvent varier suivant l'éloignement aux lisières et l'exposition à l'ombrage (Ritter *et al.*, 2005). Historiquement, l'influence des coupes rases sur le bilan hydrique des forêts en général n'a pu être quantifiée à de telles échelles que grâce à la mise en place et l'étude comparative de bassins versants appariés, passés en coupe rase versus témoins non coupés, puis par l'analyse de mesures de flux de vapeur et d'énergie échangés à l'interface forêt-atmosphère sur des sites appariés ou en chronoséquence (Kowalski *et al.*, 2004, 2003). **Nous avons pris en compte les études concernant les impacts observés ou simulés immédiatement après la coupe et pour une durée de quelques mois à quelques années, typiquement de moins d'un cinquième du temps de retour à l'état de forêt mature dans tous les cas.** L'incidence des coupes rases sur l'hydrogéochimie et la qualité des eaux fait l'objet d'une question spécifique (voir « Question 4. Quelle est l'incidence des

coupes rases sur la fertilité chimique des sols et la qualité chimique des eaux de surface ? »), alors que la présente section traite des effets des coupes rases sur l'hydrologie quantitative.

2.2 Glossaire



1. Évaporation des précipitations interceptées
2. Évaporation directe du sol
3. Transpiration du sous-étage
4. Transpiration des arbres

Figure 4.2-1 : Diagramme représentant les principaux flux hydriques intervenant dans le bilan d'un écosystème forestier. Les termes entre parenthèses désignent les principaux facteurs impliqués : Rayt : rayonnements de courte et grande longueur d'onde ; T : température de l'air ; M.O. : matière organique du sol)

L'albédo est la fraction de rayonnement solaire qui est réfléchi par une surface. Dans le contexte de cette étude, il s'applique à un couvert forestier ou une coupe rase. L'albédo varie entre 0 (aucune réflexion) et 1 (tout le rayonnement incident est réfléchi).

Les crues éclairs sont une montée très rapide (quelques minutes à quelques heures) du débit des cours d'eau affectant tout ou partie d'un bassin hydrographique. Elles sont principalement dues à des précipitations violentes.

L'évapotranspiration réelle (ETR, 1+2+3+4, voir Figure 4.2-1) est une vaporisation de l'eau liquide ou solide depuis un couvert végétal, un sol ou une surface d'eau libre. Ce processus est endothermique et peut diminuer la température de la surface concernée et de l'air à son contact. L'ETR correspond à la somme de deux mécanismes, l'évaporation *sensu stricto* et la transpiration. L'évaporation au sens strict se produit à l'interface eau-air du sol ou des précipitations retenues à la surface des éléments du couvert (feuillage, branches, troncs). C'est la composante passive, non régulée, de l'ETR, impliquant l'eau interceptée par la végétation (canopée) ou stockée sous forme liquide (sol, cours d'eau, lac) ou solide (glace, neige). Le déterminisme physique de l'évapotranspiration des surfaces naturelles, eau libre ou végétation, est bien établi et documenté (Jarvis et McNaughton, 1986 ; Monteith, 1965 ; Penman et Keen, 1948).

L'indice foliaire est la projection par mètre carré de surface du sol de la superficie du feuillage en ne comptant qu'une seule face, par convention (Watson, 1947).

L'infiltration correspond à la pénétration de l'eau liquide dans le sol et le sous-sol qui se fait essentiellement par gravité.

L'interception des précipitations par le couvert (1, voir Figure 4.2-1) varie avec le type de couvert forestier allant de 15-20 % pour les feuillus et jusqu'à 30 % pour les résineux, cette différence s'expliquant par le feuillage persistant des conifères. La définition de « l'interception » couramment utilisée et appliquée ici correspond en fait à l'eau retenue par le couvert et restituée par évaporation à l'atmosphère. Celle-ci peut être inférieure à la quantité de précipitation réellement interceptée par

les éléments du couvert et dont une partie peut être acheminée vers le sol lorsque le couvert est saturé (Gash, 1979 ; Rutter *et al.*, 1975, 1972 ; Rutter *et Morton*, 1977).

La transpiration (3+4, voir Figure 4.2-1) est l'évaporation de l'eau liquide depuis la partie interne des composantes vivantes des végétaux (ou des animaux). La transpiration végétale est une composante essentielle du cycle hydrologique. Elle est contrôlée par différents processus biologiques impliqués dans le circuit hydraulique reliant les racines aux organes transpirants, notamment l'indice foliaire et le contrôle stomatique. La conductivité hydraulique du sol et des arbres joue aussi un rôle indirect en affectant le potentiel hydrique foliaire. La transpiration permet de modérer les variations de température des tissus foliaires impliqués dans la photosynthèse. Elle contribue à transporter les nutriments du sol vers les tissus vivants de la plante (principalement foliaires). Elle représente la plus grande proportion de l'évapotranspiration totale d'un écosystème forestier (60-75 %), devant le taux d'interception des précipitations (15-35 %) et l'évaporation du sol (6 %).

Le ruissellement est l'écoulement de l'eau liquide à la surface du sol. Il est déclenché quand l'intensité des précipitations excède la capacité d'infiltration du sol.

La sublimation est le passage de l'état solide directement à l'état vapeur. Elle intervient pour le manteau neigeux retenu par les couverts forestiers. Avec la fonte, elle est un des deux facteurs intervenant dans l'ablation du manteau neigeux déposé au sol.

2.3 Matériel et méthodes

Nous avons analysé un corpus de références issu d'une requête effectuée sur la base de données du Web of Science le 30 novembre 2021 dont la formule est :

"[clearcut OR clear-cut* OR clear-fell* OR clearfell* OR "clearcut logging"] AND [forest OR forêt OR forests] AND [evaporation OR evapotranspiration OR rainfall OR runoff OR drainage]"*, les astérisques étant des troncatures.

Les 550 références produites ont été filtrées sur leur titre et résumé et réduites à 300. La revue ci-dessous concerne ce corpus de 300 articles "primaires" qui a été ensuite classé en fonction des biomes et domaines étudiés et complété par un petit nombre de références citées par les articles primaires.

2.4 Réponses à la question posée

Un total de 106 articles a été analysé et classé par biome et en trois domaines thématiques (voir Tableau 4.2-1) : (1) l'évapotranspiration (et le bilan d'énergie) ; (2) le régime hydrique du sol et (3) l'hydrologie à l'échelle bassin versant. La liste complète des 106 références est donnée en annexe.

Tableau 4.2-1 : Nombre d'études par biomes et domaines thématiques

Question	Boréal	Tempéré	Méditerranéen	Tropical
Évapotranspiration réelle	11	23	2	0
Régime hydrique du sol	9	16	1	0
Hydrologie du bassin versant	16	19	7	2

Les méthodologies mises en œuvre dans les 106 études analysées sont des approches expérimentales ou de simulation, diachroniques (suivi temporel) ou synchroniques, *e.g.* bassins versants appariés ou chronoséquences. Le Tableau 4.2-2 synthétise les ordres de grandeur des principaux effets observés après une coupe rase, classés comme le précédent en trois domaines et la section suivante détaille les principaux résultats observés.

Tableau 4.2-2 : Valeurs moyennes de l'effet d'une coupe rase à court terme (3 à 5 ans après la coupe) sur quelques variables hydrologiques. Les valeurs sont exprimées en pourcentage de la valeur de référence observée en forêt mature. L'amplitude des valeurs est indiquée entre parenthèses là où elle a pu être appréciée.

Processus ou réservoir	Variable	Boréal	Tempéré	Méditerranéen	
Évapo-transpiration	Transpiration	- 12	- 22,5 (- 10, - 35)	- 50	
	Interception	- 52	- 80 (- 100)		
	ETR	- 14	- 47 (- 15, - 80)		
Manteau neigeux	Épaisseur neige au sol	+ 35 (+ 4, + 66)	+ 36 (+ 27, + 48)		
	Taux d'ablation	+ 33 (+ 27, + 39)	+ 63 (+ 48, + 80)		
Régime hydrique du sol	Teneur en eau zone racinaire (<30-50cm)	+ 18	+ 57 (+ 16, + 66)	+ 30	
	Prof. de nappe (cm)		(+ 14, + 50)		
	Densité apparente				
	Cond. hydraulique	(0, - 42)	- 72 (sol humide) à - 5 (sol sec)		- 8
	Macroporosité		- 40 (- 1, - 47)		
Hydrologie du bassin versant	Débit à l'exutoire	+ 50 (+ 100)	+ 55 (+ 18, + 100)	+ 29	

2.4.1 Incidence sur l'évapotranspiration réelle

L'influence d'une coupe rase sur les flux hydriques est un fait acquis car une forêt mature consomme en général plus d'eau qu'un sol nu ou une jeune forêt, de telle sorte que **le déboisement a pour effet de diminuer instantanément l'ETR**. La disparition du couvert forestier modifie évidemment les surfaces transpirantes et les surfaces interceptant les précipitations, et donc la distribution de l'eau au sein du cycle hydrologique. La baisse d'ETR observée en coupe rase et pour les 3 à 5 années varie de - 14 % en milieu boréal à presque - 50 % en milieu tempéré (valeurs moyennes des références présentées en Tableau 4.2-2). Ces modifications sont la conséquence d'une réduction de - 12 % de la transpiration en moyenne en forêt boréale (11 études) et de - 22,5 % en forêt tempérée (23 études), et d'une disparition de l'interception des précipitations par le houppier des arbres pour ces deux types de forêts. La réduction des précipitations interceptées est plus importante pour les coupes rases de conifères (- 65 %) que pour les feuillus (- 35 à - 40 %). Il est toutefois à noter que **des diminutions de plus de - 25 % d'ETR en milieu tempéré perdurent de 8 à 15 ans selon le temps de retour de la végétation aux conditions initiales**. Ce temps de retour dépend de la vitesse de croissance de la végétation après coupe rase. Il peut être réduit à moins de 5 ans pour des taillis à croissance rapide mais s'étaler au-delà de 40 ans en climat boréal.

Les coupes rases perturbent l'accumulation de la neige en fin d'hiver et au début du printemps avec des résultats contrastés entre régions. L'interception de la neige par un couvert forestier adulte est très importante en zone boréale. Elle explique un différentiel de + 66 % de l'épaisseur moyenne de neige accumulée au sol en coupe rase contre + 36 % en zone tempérée. Cette différence d'accumulation de neige entre coupe rase et couvert mature est accrue chez les résineux du fait de leur interception plus importante. La fonte du manteau de neige accumulé au sol et son évaporation sont accrues en coupe rase : la vitesse d'ablation du manteau neigeux au sol est augmentée de + 33 %

en forêts boréales et + 65 % en forêts tempérées. Cette accélération s’explique par un rayonnement incident sur la neige plus important, une vitesse de vent plus rapide et une température de sol plus élevée, par comparaison avec le sous-bois forestier (Yamulki *et al.*, 2021) (voir aussi « Question 1. Quelle est l’incidence des coupes rases et d’autres types de coupes sur le microclimat forestier ? »).

2.4.2 Incidence sur le régime hydrique du sol

L’augmentation de la teneur en eau du sol, du ruissellement et du drainage profond pendant la saison hivernale et durant les épisodes de fortes précipitations est attribuée à la réduction de l’interception des précipitations et de l’évapotranspiration par les coupes rases (Brown *et al.*, 2005 ; Jones *et Grant*, 1996 ; Robinson *et al.*, 2003). Il arrive plus d’eau liquide au sol par les précipitations en raison d’une interception réduite. Il n’y a cependant pas d’évidence claire que les coupes rases augmenteraient le pic de crue observé durant les épisodes orageux (Alila *et al.*, 2009 ; Andreassian, 2004).

Le dépôt et l’accumulation de neige sont aussi plus importants, en dehors des zones de bordure de clairière où la vitesse de vent est accrue et peut réduire les chutes de neige (Lopez-Moreno *et Latron*, 2008 ; Williams *et al.*, 2019 ; Winkler *et al.*, 2005 ; Xenakis *et al.*, 2021). Sous climat de montagne, la fonte de la neige accumulée est plus précoce sous coupe rase et accentue les débits durant la période de fonte (Jones *et Post*, 2004 ; Murray *et Buttle*, 2003 ; Oda *et al.*, 2021 ; Schelker *et al.*, 2013 ; Varhola *et al.*, 2010).

Le retour à la normale du régime hydrique du sol après une coupe rase s’étale sur une période dont la durée dépend directement de la vitesse de repousse de la végétation (Brown *et al.*, 2005 ; Jones *et Grant*, 1996 ; Robinson *et al.*, 2003). **Elle peut atteindre plusieurs décennies** (Jones *et Grant*, 1996 ; Jones *et Post*, 2004).

La réduction de l’ETR par une coupe rase entraîne mécaniquement une augmentation de la teneur en eau au sol. L’abattement de la transpiration et du prélèvement d’eau par les arbres contribue à augmenter la teneur en eau des horizons prospectés par les racines. Il en résulte une teneur en eau plus élevée de 10 à 66 % sur une épaisseur de sol allant de 25 à 50 cm, sauf pendant les périodes de crue (quand le sol est de toute façon saturé sous couvert) ou de sécheresse extrême (quand la teneur en eau du sol est partout au point de flétrissement).

Les coupes rases ont également pour effet d’augmenter le niveau de la nappe phréatique (Ellison *et al.*, 2012 ; Goutal *et al.*, 2012 ; Leppä *et al.*, 2020). Ce phénomène a été observé aussi bien en zone boréale (Leppä *et al.*, 2020) qu’en zone tempérée (Ganatsios *et al.*, 2010 ; Hubbart *et al.*, 2007 ; Slesak *et al.*, 2014 ; Tian *et al.*, 2008 ; Xu *et al.*, 2002) et s’accompagne d’une montée du niveau des nappes. Cette élévation du niveau de la nappe phréatique s’observe principalement quand la nappe est à la profondeur médiane de sa zone de battement ; elle atteint +14 à +54 cm suivant les cas (Bliss *et Comerford*, 2002 ; Choi *et al.*, 2012 ; Finnegan *et al.*, 2014 ; Slesak *et al.*, 2014 ; Tian *et al.*, 2008 ; Xu *et al.*, 2002). La littérature consultée mentionne que **des durées de 30, 40, voire 50 ans sont nécessaires pour revenir aux niveaux mesurés antérieurement à la coupe.**

Les effets des coupes rases sur les propriétés hydrodynamiques du sol dépendent essentiellement des méthodes d’exploitation et de débardage utilisées. De tels effets ne sont donc pas propres aux coupes rases proprement dites mais plutôt aux opérations forestières mécanisées. Ces effets ont été étudiés pour évaluer les impacts à long terme sur les propriétés du sol, le risque d’apparition de nappes perchées et de ruissellement superficiel qui peuvent être catastrophiques en zone montagneuse. La nature et le poids des engins et de leur train de roulement, pneumatiques ou chenilles, ainsi que l’état du sol au moment des opérations, sec, humide ou saturé, sont les facteurs majeurs expliquant la

variabilité de ces effets (Ampoorter *et al.*, 2010, 2007 ; da Silva *et al.*, 2008 ; Page-Dumroese *et al.*, 2006 ; Startsev *et McNabb*, 2000). La macroporosité du sol est le principal facteur affecté et étudié, elle peut être diminuée de quelques pourcents sur sol sec et avec pneumatiques à plus de - 50 % sur sol humide (Goutal *et al.*, 2012 ; Rab, 2004 ; Xu *et al.*, 2002 ; Ziegler *et al.*, 2006). La porosité totale est moins réduite (0 à - 7 %). La conductivité hydraulique est réduite à la suite de coupes rases et des travaux de débardage qui suivent jusqu'à - 77 % sur sol humide ou seulement de - 3 à - 6 % sur sol sec (Xu *et al.*, 2002 ; Ziegler *et al.*, 2006). La restauration des propriétés du sol est plus rapide en surface et peut s'étendre au-delà de dix années (Rab, 2004).

2.4.3 Incidence sur l'hydrologie de bassin versant

Les modifications des propriétés physiques des sols par les coupes rases et le débardage qui s'ensuit induisent, en plus des changements évoqués aux paragraphes précédents, **des modifications du ruissellement** (Andreassian, 2004 ; Hawthorne *et al.*, 2013). La diminution de la conductivité hydraulique des sols observée après coupe réduit l'infiltration de l'eau et accroît le risque d'inondation (Jourgholami *et al.*, 2021 ; Picchio *et al.*, 2021) ainsi que la connectivité hydrologique (López-Vicente *et al.*, 2017). **Il en résulte le plus souvent une augmentation du ruissellement, de l'érosion du sol et du transport de sédiments** (Bathurst *et Iroumé*, 2014; García-Ruiz *et al.*, 2017; López-Vicente *et al.*, 2017).

De nombreuses études ont été menées sur des bassins versants appariés, l'un présentant des coupes rases, l'autre non, pour mesurer l'effet de ces dernières sur le bilan hydrique et l'écoulement de l'eau. Une synthèse récente recense les résultats de travaux menés sur 155 bassins appariés et 39 parcelles situées à flanc de colline (Picchio *et al.*, 2021). **En moyenne, une augmentation de 47 % du ruissellement et de 700 % du transport de sédiments a été observée.** Cette augmentation est liée à l'importance de la coupe rase. Elle est principalement due à la diminution rapide de l'évapotranspiration et de la capacité de stockage de l'eau par le sol en réponse aux modifications de ses propriétés physiques (Moore *et Wondzell*, 2005; Stednick, 1996). Dans les régions montagneuses et boréales, les crues éclaircies sont plus fréquentes sous coupe rase en raison de l'accroissement de la quantité de neige au sol et de sa vitesse de fonte plus rapide (Du *et al.*, 2016 ; Ide *et al.*, 2013). Le type de peuplement joue un rôle important sur le ruissellement, en particulier dans les petits bassins de drainage, de superficie inférieure à 2 km². L'augmentation du ruissellement est plus faible pour les conifères que pour les feuillus et les peuplements mixtes (Picchio *et al.*, 2021).

2.4.4 Incidence d'une déforestation massive sur le cycle de l'eau régional

Les coupes rases, si elles sont pratiquées à grande échelle (> 100 km²), peuvent avoir une forte incidence sur le cycle de l'eau et le climat à l'échelle régionale (Ellison *et al.*, 2017) du fait d'une modification de l'albédo de surface, de la température, de l'évapotranspiration et de la rugosité de surface (voir « Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ? »). Ainsi, des déforestations à ces échelles spatiales ont des répercussions sur l'humidité de l'atmosphère (Bright *et al.*, 2015) et sur les régimes de précipitations, avec une réduction des pluies qui peut atteindre - 30 % sur certaines régions selon les modèles atmosphériques utilisés (Lawrence *et Vandecar*, 2015 ; Spracklen *et Garcia-Carreras*, 2015).

2.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations

Les articles analysés reposent pour l'essentiel sur des comparaisons effectuées entre parcelles ou bassin versant ayant subi une coupe rase récente et leur contrepartie laissée non coupée. Pour analyser les effets de coupe rase à des échelles supra-parcellaires, il aurait été pertinent de comparer le régime

sylvicole équienne à d'autres régimes de conduite ne nécessitant pas de coupe rase et pour cela, comparer entre elles des unités d'exploitation équilibrées en classe d'âge.

Nous n'avons que succinctement esquissé la **dimension spatiale de l'effet de coupes rases sur l'hydrologie forestière**. Ce sujet mériterait certainement un approfondissement dans le contexte des forêts européennes et singulièrement françaises. Pour des raisons historiques, les forêts du centre et sud de l'Europe présentent un niveau de fragmentation important et sont fréquemment imbriquées à fine échelle avec d'autres types d'usage des terres, d'où l'importance potentielle des effets d'hétérogénéité spatiale. Or les conclusions présentées ici sont souvent tirées d'études nord-américaines ou scandinaves, où les couverts forestiers présentent une continuité spatiale importante qui minore l'impact d'hétérogénéités à fine échelle.

2.6 Références bibliographiques

- Alila, Y., Kuraś, P.K., Schnorbus, M., Hudson, R., 2009. Forests and floods: A new paradigm sheds light on age-old controversies. *Water Resources Research* 45. <https://doi.org/10.1029/2008WR007207>
- Ampoorter, E., Goris, R., Cornelis, W., Verheyen, K., 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management* 241, 162–174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.019>
- Ampoorter, E., Van Nevel, L., De Vos, B., Hermy, M., Verheyen, K., 2010. Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction. *Forest Ecology and Management* 260, 1664–1676. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.002>
- Andreassian, V., 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* 291, 1–27. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.12.015>
- Bathurst, J.C., Iroumé, A., 2014. Quantitative generalizations for catchment sediment yield following forest logging. *Water Resources Research* 50, 8383–8402. <https://doi.org/10.1002/2014WR015711>
- Bliss, C., Comerford, N., 2002. Forest harvesting influence on water table dynamics in a Florida flatwoods landscape. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1344–1349. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1344>
- Bright, R.M., Zhao, K., Jackson, R.B., Cherubini, F., 2015. Quantifying surface albedo and other direct biogeophysical climate forcings of forestry activities. *Global Change Biology* 21, 3246–3266. <https://doi.org/10.1111/gcb.12951>
- Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T.A., Western, A.W., Vertessy, R.A., 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310, 28–61. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010>
- Choi, B., Dewey, J., Hatten, J., Ezell, A., Fan, Z., 2012. Changes in vegetative communities and water table dynamics following timber harvesting in small headwater streams. *Forest Ecology and Management* 281, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.021>
- da Silva, S., de Barros, N., da Costa, L., Leite, F., 2008. Soil compaction and eucalyptus growth in response to forwarder traffic intensity and load. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo* 32, 921–932. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300002>
- Du, E., Link, T., Wei, L., Marshall, J., 2016. Evaluating hydrologic effects of spatial and temporal patterns of forest canopy change using numerical modelling. *Hydrological Processes* 30, 217–231. <https://doi.org/10.1002/hyp.10591>
- Ellison, D., Morris, C.E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarsa, D., Gutierrez, V., Noordwijk, M., van, Creed, I.F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D.V., Tobella, A.B., Ilstedt, U., Teuling, A.J.,

- Gebrehiwot, S.G., Sands, D.C., Muys, B., Verbist, B., Springgay, E., Sugandi, Y., Sullivan, C.A., 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change* 43, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>
- Ellison, D., N Futter, M., Bishop, K., 2012. On the forest cover-water yield debate: from demand- to supply-side thinking. *Global Change Biol* 18, 806–820. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>
- Finnegan, J., Regan, J., Fenton, O., Lanigan, G., Brennan, R., Healy, M., 2014. The short-term effects of management changes on watertable position and nutrients in shallow groundwater in a harvested peatland forest. *Journal of Environmental Management* 142, 46–52. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.008>
- Ganatsios, H., Tsioras, P., Pavlidis, T., 2010. Water yield changes as a result of silvicultural treatments in an oak ecosystem. *Forest Ecology and Management* 260, 1367–1374. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.033>
- García-Ruiz, J.M., Beguería, S., Arnáez, J., Sanjuán, Y., Lana-Renault, N., Gómez-Villar, A., Álvarez-Martínez, J., Coba-Pérez, P., 2017. Deforestation induces shallow landsliding in the montane and subalpine belts of the Urbión Mountains, Iberian Range, Northern Spain. *Geomorphology* 296, 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.08.016>
- Gash, J., 1979. Analytical Model of Rainfall Interception by Forests. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 105, 43–55. <https://doi.org/10.1002/qj.49710544304>
- Goutal, N., Parent, F., Bonnaud, P., Demaison, J., Nourrisson, G., Epron, D., Ranger, J., 2012. Soil CO₂ concentration and efflux as affected by heavy traffic in forest in northeast France. *European Journal of Soil Science* 63, 261–271. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01423.x>
- Hawthorne, S.N.D., Lane, P.N.J., Bren, L.J., Sims, N.C., 2013. The long term effects of thinning treatments on vegetation structure and water yield. *Forest Ecology and Management* 310, 983–993. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.046>
- Hubbart, J.A., Link, T.E., Gravelle, J.A., Elliot, W.J., 2007. Timber Harvest Impacts on Water Yield in the Continental/Maritime Hydroclimatic Region of the United States. *Forest Science* 53, 169–180. <https://doi.org/10.1093/forestscience/53.2.169>
- Ide, J., Finer, L., Lauren, A., Piirainen, S., Launiainen, S., 2013. Effects of clear-cutting on annual and seasonal runoff from a boreal forest catchment in eastern Finland. *Forest Ecology and Management* 304, 482–491. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.051>
- Jarvis, P.G., McNaughton, K.G., 1986. Stomatal Control of Transpiration: Scaling Up from Leaf to Region, in: MacFadyen, A., Ford, E.D. (Eds.), *Advances in Ecological Research*. Academic Press, pp. 1–49.
- Jones, J.A., Grant, G.E., 1996. Peak Flow Responses to Clear-Cutting and Roads in Small and Large Basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resources Research* 32, 959–974. <https://doi.org/10.1029/95WR03493>
- Jones, J.A., Post, D.A., 2004. Seasonal and successional streamflow response to forest cutting and regrowth in the northwest and eastern United States. *Water Resources Research* 40. <https://doi.org/10.1029/2003WR002952>
- Jourgholami, M., Karami, S., Tavankar, F., Lo Monaco, A., Picchio, R., 2021. Effects of Slope Gradient on Runoff and Sediment Yield on Machine-Induced Compacted Soil in Temperate Forests. *Forests* 12, 49. <https://doi.org/10.3390/f12010049>
- Kowalski, A.S., Loustau, D., Berbigier, P., Manca, G., Tedeschi, V., Borghetti, M., Valentini, R., Kolari, P., Berninger, F., Rannik, U., Hari, P., Rayment, M., Mencuccini, M., Moncrieff, J., Grace, J., 2004. Paired comparisons of carbon exchange between undisturbed and regenerating stands in four managed

- forests in Europe. *Global Change Biol* 10, 1707–1723. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00846.x>
- Kowalski, S., Sartore, M., Burlett, R., Berbigier, P., Loustau, D., 2003. The annual carbon budget of a French pine forest (*Pinus pinaster*) following harvest. *Global Change Biology* 9, 1051–1065. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00627.x>
- Lawrence, D., Vandecar, K., 2015. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change* 5, 27–36. <https://doi.org/10.1038/nclimate2430>
- Leppä, K., Hökkä, H., Laiho, R., Launiainen, S., Lehtonen, A., Mäkipää, R., Peltoniemi, M., Saarinen, M., Sarkkola, S., Nieminen, M., 2020. Selection Cuttings as a Tool to Control Water Table Level in Boreal Drained Peatland Forests. *Front. Earth Sci.* 8, 428. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.576510>
- Lopez-Moreno, J., Latron, J., 2008. Influence of canopy density on snow distribution in a temperate mountain range. *Hydrological Processes* 22, 117–126. <https://doi.org/10.1002/hyp.6572>
- López-Vicente, M., Sun, X., Onda, Y., Kato, H., Gomi, T., Hiraoka, M., 2017. Effect of tree thinning and skidding trails on hydrological connectivity in two Japanese forest catchments. *Geomorphology* 292, 104–114. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.05.006>
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology* 19, 205–234.
- Moore, R., Wondzell, S., 2005. Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: A review. *Journal of the American Water Resources Association* 41, 763–784.
- Murray, C.D., Buttle, J.M., 2003. Impacts of clearcut harvesting on snow accumulation and melt in a northern hardwood forest. *Journal of Hydrology* 271, 197–212. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)000352-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)000352-9)
- Oda, T., Egusa, T., Ohte, N., Hotta, N., Tanaka, N., Green, M., Suzuki, M., 2021. Effects of changes in canopy interception on stream runoff response and recovery following clear-cutting of a Japanese coniferous forest in Fukuroyamasawa Experimental Watershed in Japan. *Hydrological Processes* 35. <https://doi.org/10.1002/hyp.14177>
- Page-Dumroese, D., Jurgensen, M., Tiarks, A., Ponder, F., Sanchez, F., Fleming, R., Kranabetter, J., Powers, R., Stone, D., Elioff, J., Scott, D., 2006. Soil physical property changes at the North American Long-Term Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 551–564. <https://doi.org/10.1139/x05-273>
- Penman, H.L., Keen, B.A., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences* 193, 120–145. <https://doi.org/10.1098/rspa.1948.0037>
- Picchio, R., Jourgholami, M., Zenner, E., 2021. Effects of Forest Harvesting on Water and Sediment Yields: a Review Toward Better Mitigation and Rehabilitation Strategies. *Current Forestry Reports* 7, 214–229. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00146-7>
- Rab, M., 2004. Recovery of soil physical properties from compaction and soil profile disturbance caused by logging of native forest in Victorian Central Highlands, Australia. *Forest Ecology and Management* 191, 329–340. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.010>
- Ritter, E., Dalsgaard, L., Einhorn, K.S., 2005. Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 206, 15–33. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.08.011>
- Robinson, M., Cognard-Plancq, A.-L., Cosandey, C., David, J., Durand, P., Führer, H.-W., Hall, R., Hendriques, M.O., Marc, V., McCarthy, R., McDonnell, M., Martin, C., Nisbet, T., O’Dea, P., Rodgers, M., Zollner, A., 2003. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: a European

- perspective. *Forest Ecology and Management* 186, 85–97. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00238-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00238-X)
- Rutter, A., Morton, A., 1977. Predictive Model of Rainfall Interception in Forests .3. Sensitivity of Model to Stand Parameters and Meteorological Variables. *Journal of Applied Ecology* 14, 567–588. <https://doi.org/10.2307/2402568>
- Rutter, A., Morton, A., Robins, P., 1975. Predictive Model of Rainfall Interception in Forests .2. Generalization of Model and Comparison with Observations in Some Coniferous and Hardwood Stands. *Journal of Applied Ecology* 12, 367–380. <https://doi.org/10.2307/2401739>
- Rutter, A., Robins, P., Morton, A., Kershaw, K., 1972. Predictive Model of Rainfall Interception in Forests, .1. Derivation of Model from Observations in a Plantation of Corsican Pine. *Agricultural Meteorology* 9, 367-.
- Schelker, J., Kuglerova, L., Eklof, K., Bishop, K., Laudon, H., 2013. Hydrological effects of clear-cutting in a boreal forest - Snowpack dynamics, snowmelt and streamflow responses. *Journal of Hydrology* 484, 105–114. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.015>
- Slesak, R., Lenhart, C., Brooks, K., D’Amato, A., Palik, B., 2014. Water table response to harvesting and simulated emerald ash borer mortality in black ash wetlands in Minnesota, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 44, 961–968. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0111>
- Spracklen, D.V., Garcia-Carreras, L., 2015. The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophysical Research Letters* 42, 9546–9552. <https://doi.org/10.1002/2015GL066063>
- Startsev, A., McNabb, D., 2000. Effects of skidding on forest soil infiltration in west-central Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* 80, 617–624. <https://doi.org/10.4141/S99-092>
- Stednick, J., 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *Journal of Hydrology* 176, 79–95. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02780-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02780-7)
- Tian, D., Yan, W., Chen, X., Deng, X., Peng, Y., Kane, W., Peng, C., 2008. Variation in runoff with age of Chinese fir plantations in Central South China. *Hydrological Processes* 22, 4870–4876. <https://doi.org/10.1002/hyp.7105>
- Varhola, A., Coops, N., Weiler, M., Moore, R., 2010. Forest canopy effects on snow accumulation and ablation: An integrative review of empirical results. *Journal of Hydrology* 392, 219–233. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.08.009>
- Watson, D.J., 1947. Comparative Physiological Studies on the Growth of Field Crops: I. Variation in Net Assimilation Rate and Leaf Area between Species and Varieties, and within and between Years. *Annals of Botany* 11, 41–76.
- Williams, C., Silins, U., Spencer, S., Wagner, M., Stone, M., Emelko, M., 2019. Net precipitation in burned and unburned subalpine forest stands after wildfire in the northern Rocky Mountains. *International Journal of Wildland Fire* 28, 750–760. <https://doi.org/10.1071/WF18181>
- Winkler, R., Spittlehouse, D., Golding, D., 2005. Measured differences in snow accumulation and melt among clearcut, juvenile, and mature forests in southern British Columbia. *Hydrological Processes* 19, 51–62. <https://doi.org/10.1002/hyp.5757>
- Xenakis, G., Ash, A., Siebicke, L., Perks, M., Morison, J.I.L., 2021. Comparison of the carbon, water, and energy balances of mature stand and clear-fell stages in a British Sitka spruce forest and the impact of the 2018 drought. *Agricultural and Forest Meteorology* 306, 108437. <https://doi.org/10/gj22j4>
- Xu, Y.-J., Burger, J.A., Michael Aust, W., Patterson, S.C., Miwa, M., Preston, D.P., 2002. Changes in surface water table depth and soil physical properties after harvest and establishment of loblolly pine (*Pinus taeda* L.) in Atlantic coastal plain wetlands of South Carolina. *Soil and Tillage Research* 63, 109–121. <https://doi.org/10/d6bgs6>

- Yamulki, S., Forster, J., Xenakis, G., Ash, A., Brunt, J., Perks, M., Morison, J.I.L., 2021. Effects of clear-fell harvesting on soil CO₂, CH₄, and N₂O fluxes in an upland Sitka spruce stand in England. *Biogeosciences* 18, 4227–4241. <https://doi.org/10.5194/bg-18-4227-2021>
- Ziegler, A.D., Negishi, J.N., Sidle, R.C., Noguchi, S., Nik, A.R., 2006. Impacts of logging disturbance on hillslope saturated hydraulic conductivity in a tropical forest in Peninsular Malaysia. *CATENA* 67, 89–104. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.02.008>

Volet 1 | Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Question 3. Les coupes rases entraînent-elles un risque accru d'érosion des sols ?

Sommaire

3.1 Contexte et problématique	268
3.2 Matériel et méthodes	268
3.3 Réponses à la question posée	269
3.3.1 Conséquence d'une coupe rase sur l'érosion des sols et les milieux à l'aval	269
3.3.2 Importance du ruissellement comme facteur explicatif.....	270
3.3.3 Contrôle de l'érosion lors d'une coupe rase.....	270
3.4 Besoins de recherche et pistes de recommandations	271
3.5 Références bibliographiques	271

Rédacteurs

Frédéric **Darboux**, Université Grenoble Alpes, CNRS, INRAE, IRD, Grenoble INP, IGE, Grenoble (38), France, France

Arnaud **Legout**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France

Noémie **Pousse**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Chambéry (73), France

3.1 Contexte et problématique

Dans le contexte du débat actuel sur les coupes rases, leur incidence sur le risque d'érosion des sols est souvent mise en exergue. Une coupe rase cause la disparition soudaine du couvert forestier au moment de la coupe et peut causer un tassement des sols lié au passage des engins lors de la récolte du bois (voir « Question 6. Quelle est l'incidence des coupes rases sur l'intégrité physique des sols ? »). Le tassement, en limitant l'infiltration de l'eau, risque d'engendrer plus de ruissellement. Le sol étant nu, les pluies sont moins susceptibles d'être interceptées par la végétation et le ruissellement a plus de facilité à arracher les particules. En conséquence, le risque d'érosion des sols peut être accru.

3.2 Matériel et méthodes

Sur la base d'une recherche bibliographique dans la base de données Web of Science (« *clearcut* OR clear-cut* OR cleat cut* OR clear-fell OR clear fell* OR clearfell**) AND forest AND erosion AND soil »), complétée par la recherche de références en français²⁰¹, 194 références ont été initialement extraites (sans limitation sur l'ancienneté des publications).

Une première sélection, sur la base des résumés, a amené à retenir 41 références contenant potentiellement des mesures sur l'érosion des sols. Les publications de sept références n'ont pas été trouvées (références anciennes ou manque d'accès aux revues), ramenant à 34 publications potentielles à analyser. Au final, **18 publications** ont été retenues car (1) présentant des mesures originales sur la relation entre coupe rase et érosion des sols et (2) étant localisées préférentiellement en climat tempéré (comme demandé pour cette synthèse).

²⁰¹ horizon.documentation.ird.fr ; google.fr

Géographiquement, six études sont en Europe (Borrelli *et Schütt*, 2014 ; Cosandey *et al.*, 2005 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Lavabre *et Marin*, 1999 ; Martin *et al.*, 2004 ; Vacca *et al.*, 2017) et cinq en Amérique du Nord (Beasley *et Granillo*, 1988 ; Burt *et Rice*, 2009 ; Carroll *et al.*, 2004 ; Grace, 2004 ; Kara *et al.*, 2012). En termes de climat, 14 publications rapportent des mesures sous climat tempéré selon l'indice de Köppen²⁰², dont huit du sous-type océanique (Beasley *et Granillo*, 1988 ; Carroll *et al.*, 2004 ; Cassiano *et al.*, 2021 ; Cosandey *et al.*, 2005 ; Grace, 2004 ; Hotta *et al.*, 2007 ; Kara *et al.*, 2012 ; Vacca *et al.*, 2017) et six du sous-type subtropical humide (Borrelli *et Schütt*, 2014 ; Castillo *et Smith-Ramírez*, 2018 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Lavabre *et Marin*, 1999 ; Martin *et al.*, 2004 ; Mohr *et al.*, 2013). Les quatre autres publications concernent un climat désertique chaud (Gharibreza *et al.*, 2020), un climat désertique froid (Burt *et Rice*, 2009), un climat de mousson (Fritsch *et Sarrailh*, 1986) et un climat équatorial (Hartanto *et al.*, 2003). Concernant les climats tempérés, les altitudes vont de 100 à 1 400 m, les températures annuelles sont entre 6,9 et 19,7°C et les précipitations annuelles entre 1 000 et 2 100 mm/an.

Les surfaces de coupe rase considérées vont de la dizaine de mètres carrés (trouées) au kilomètre carré, avec une médiane de l'ordre de 2 ha. Les longueurs potentiellement incisables par l'érosion peuvent être abordées au travers de la dimension dans le sens de la pente de la coupe rase. Ces longueurs vont de 5 m au kilomètre, avec une médiane d'environ 100 m.

3.3 Réponses à la question posée

3.3.1 Conséquence d'une coupe rase sur l'érosion des sols et les milieux à l'aval

Les coupes rases montrent une augmentation significative de l'érosion dans neuf publications (Beasley *et Granillo*, 1988 ; Borrelli *et Schütt*, 2014 ; Burt *et Rice*, 2009 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Fritsch *et Sarrailh*, 1986 ; Hartanto *et al.*, 2003 ; Kara *et al.*, 2012 ; Mohr *et al.*, 2013 ; Vacca *et al.*, 2017) alors que huit autres études ne montrent pas de différence significative (Carroll *et al.*, 2004 ; Cassiano *et al.*, 2021 ; Castillo *et Smith-Ramírez*, 2018 ; Gharibreza *et al.*, 2020 ; Grace, 2004 ; Hotta *et al.*, 2007 ; Lavabre *et Marin*, 1999 ; Martin *et al.*, 2004). Dans un dernier cas, l'étude porte sur le ruissellement seul (1999). Enfin, aucune étude ne montre une baisse de l'érosion suite à une coupe rase. On notera que ces proportions ne changent pas si l'on ne considère que les études menées en climat tempéré.

Les différences de taux d'érosion entre forêt préservée ("témoin") et coupe rase, au-delà de leur caractère statistiquement significatif, peuvent être importantes en magnitude. À titre d'exemple, alors qu'Edeso *et al.*, (1999) rapportent un taux d'érosion sous forêt mature de moins de 1 t/ha, le taux d'érosion est de 7 t/ha pour une coupe rase avec maintien des rémanents, 35 t/ha si les rémanents sont exportés, et 70 t/ha si l'exportation des rémanents est associée à un travail du sol.

Il n'a pas été trouvé de relation entre le taux d'érosion (t/ha) et la surface coupée (ou la longueur de la coupe rase dans le sens de la pente). Ainsi, une coupe rase de plus grande taille n'entraîne pas une plus forte érosion des sols dans la zone coupée. Par contre, **une surface coupée plus grande entraîne une plus grande quantité de sol exportée (t).**

En termes d'explications (quand elles sont fournies), l'absence de différence de taux d'érosion a été reliée à la présence d'une zone non exploitée en bordure de cours d'eau (Cassiano *et al.*, 2021) ou à la forte infiltrabilité du sol (Hotta *et al.*, 2007). Autrement dit, **les sédiments ont été piégés en aval de la coupe rase avant d'atteindre la zone de mesure, ou le ruissellement – moteur de l'érosion – était**

²⁰² <https://climatecharts.net>

absent. Dans les cas montrant une augmentation de l'érosion, les explications portent sur une augmentation du ruissellement, par baisse de l'infiltrabilité du sol (Beasley *et Granillo*, 1988) ou par la diminution de l'interception des pluies par la végétation (Kara *et al.*, 2012), sur une augmentation de la concentration en particules car rendues plus facilement disponibles (Beasley *et Granillo*, 1988), sur une diminution du couvert végétal (Edeso *et al.*, 1999), ou sur des perturbations du sol (Burt *et Rice*, 2009 ; Edeso *et al.*, 1999). Les perturbations du sol peuvent être liées tant à l'exploitation qu'à la préparation pour la mise en place d'un nouveau peuplement. Ainsi, parmi les modalités testées par Edeso *et al.* (1999), on a un parcours d'au moins 80 % de la surface, un enlèvement des racines, des rémanents et des horizons organiques, éventuellement combiné à un labour à 50 cm.

On notera que les études couvrent en général des durées de plusieurs années après la coupe rase. Aussi, les effets mentionnés ne sont pas des effets à court terme. La préparation du site pour la mise en place du nouveau peuplement (circulation d'engins, travail du sol, etc.) pourra amplifier les effets précédemment décrits. Suite à une coupe rase, les sols peuvent donc subir de l'érosion pendant de longues périodes et le rétablissement d'une érosion à un niveau « avant coupe rase » se fait sur des durées se mesurant en années.

3.3.2 Importance du ruissellement comme facteur explicatif

Comme nous l'avons vu, s'il n'y a pas de ruissellement, il n'y a pas d'érosion. Aussi, il paraît opportun de considérer l'effet d'une coupe rase sur les écoulements d'eau à la surface du sol. On notera d'ailleurs que presque la moitié des publications considérées analysent le ruissellement en plus de l'érosion (Beasley *et Granillo*, 1988 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Grace, 2004 ; Hartanto *et al.*, 2003 ; Hotta *et al.*, 2007, p. 200 ; Kara *et al.*, 2012 ; Martin *et al.*, 2004 ; Mohr *et al.*, 2013).

Le ruissellement est supérieur pour la coupe rase dans la majorité des cas (Beasley *et Granillo*, 1988 ; Cosandey *et al.*, 2005 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Grace, 2004 ; Hotta *et al.*, 2007 ; Kara *et al.*, 2012). **Toutefois, une hausse du ruissellement n'est pas toujours liée à une érosion plus forte** : des ruissellements supérieurs sans changement d'érosion ont été observés (Grace, 2004 ; Hotta *et al.*, 2007). De plus, le ruissellement peut ne pas être modifié à la suite de la coupe rase, mais l'érosion augmenter (Hartanto *et al.*, 2003). Enfin, une étude rapporte une baisse du ruissellement concomitante à une augmentation de l'érosion (Mohr *et al.*, 2013).

3.3.3 Contrôle de l'érosion lors d'une coupe rase

Pour limiter l'érosion, viser une diminution du ruissellement est une mesure habituelle (car sans ruissellement il n'y a pas d'érosion). Si cela reste pertinent, cela ne peut pas être considéré comme suffisant en soit puisque le ruissellement peut ne pas être modifié alors que l'érosion est augmentée.

L'absence de couvert végétal et les perturbations du sol sont mentionnées comme des facteurs expliquant une érosion accrue (Burt *et Rice*, 2009 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Kara *et al.*, 2012). En particulier, six études montrent un effet clair du maintien des rémanents sur les parcelles comme moyen de limiter l'érosion (Cassiano *et al.*, 2021 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Hartanto *et al.*, 2003 ; Hotta *et al.*, 2007 ; Lavabre *et Marin*, 1999 ; Martin *et al.*, 2004). De plus, les quatre études ne montrant pas de différences entre coupe rase et témoin considèrent toutes des coupes rases sans exportation (ou brûlage) des résidus (Cassiano *et al.*, 2021 ; Hotta *et al.*, 2007 ; Lavabre *et Marin*, 1999 ; Martin *et al.*, 2004). Tout ceci suggère que **(i) un maintien des résidus d'exploitation sur les parcelles, (ii) une reprise rapide de la végétation (ou la préservation de la végétation existante au sol) et (iii) des pratiques respectueuses des sols (éviter le tassement ; éviter le travail du sol et le limiter aux seules zones où des contraintes avérées doivent être levées) permettraient de limiter l'érosion des sols lors d'une coupe rase.**

L'exemple de la **zone riparienne non exploitée** (Cassiano *et al.*, 2021) montre également l'intérêt de laisser une bande tampon entre la coupe rase et le réseau hydrographique. S'il n'existe pas de zone riparienne proprement dite, ce pourrait être une **zone non exploitée en bordure de cours d'eau** qui absorberait le ruissellement et faciliterait la sédimentation des particules. On notera toutefois que ce type de mesure ne limite pas l'érosion des sols sur la surface coupée et les conséquences associées (*e.g.* perte de fertilité) : elle limite seulement les conséquences en aval. Par extension, diminuer la dimension des zones coupées limite la connectivité du ruissellement et de l'érosion, et donc les distances de transferts de l'eau et des particules (ces distances étant maximales dans les couloirs de coupe s'étendant de la crête au ruisseau). Au sein d'un bassin versant, cela revient à limiter la surface individuelle des zones de coupes et à choisir leur localisation afin de permettre un piégeage intermédiaire des sédiments.

3.4 Besoins de recherche et pistes de recommandations

Les études considérées n'utilisent pas un protocole standardisé. Aussi, elles diffèrent sur de nombreux points, que ce soit sur la conduite de la coupe ou sur la façon de mesurer l'érosion. De plus, les données bibliographiques rassemblées sont parfois incomplètes sur certaines variables qui semblent pourtant pertinentes à considérer. Par exemple, la densité du peuplement initial et le développement de la végétation à la suite de la coupe ne sont mentionnés que dans la moitié des cas ; le pourcentage de surface parcourue par les engins n'est mentionné que dans cinq cas. Enfin, les mesures d'érosion ne sont pas débutées forcément juste après la coupe rase, ce qui rend difficile la séparation des effets à court et long termes. Cela limite la capacité de cette synthèse à inférer les effets d'une coupe rase comme à proposer des modalités d'exploitation limitant l'érosion.

Face à ces insuffisances, il apparaît important de formuler des recommandations pour les études à venir, en particulier sur l'amélioration des informations fournies sur l'état avant la coupe, les modalités de la coupe et les évolutions ultérieures. Les dispositifs de mesure doivent être installés le plus tôt possible après la coupe rase afin de pouvoir identifier les effets à court terme. Si l'on a vu que maintenir les résidus d'exploitation sur les parcelles limite fortement l'érosion, les modalités de gestion de ces résidus demandent à être mieux étudiées (répartition en plein, andainage, etc.) afin de préciser celles qui sont acceptables en termes d'érosion des sols. Enfin, la limitation de l'érosion basée sur la répartition spatiale des zones de coupes rases au sein d'un bassin versant pourrait être abordée par modélisation. Toutefois, cela nécessiterait au préalable la mise au point de modèles robustes pour simuler l'érosion en forêt.

3.5 Références bibliographiques

- Beasley, R.S., Granillo, A.B., 1988. Sediment and water yields from managed forests on flat coastal plan sites. *J Am Water Resources Assoc* 24, 361–366. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1988.tb02994.x>
- Borrelli, P., Schütt, B., 2014. Assessment of soil erosion sensitivity and post-timber-harvesting erosion response in a mountain environment of Central Italy. *Geomorphology* 204, 412–424. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.08.022>
- Burt, J.W., Rice, K.J., 2009. Not all ski slopes are created equal: Disturbance intensity affects ecosystem properties. *Ecological Applications* 19, 2242–2253. <https://doi.org/10.1890/08-0719.1>
- Carroll, G.D., Schoenholtz, S.H., Young, B.W., Dibble, E.D., 2004. Effectiveness of forestry streamside management zones in the sand-clay hills of Mississippi: early indications. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 4, 275–296. <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000012813.94538.c8>

- Cassiano, C.C., Salemi, L.F., Garcia, L.G., Ferraz, S.F. de B., 2021. Harvesting strategies to reduce suspended sediments in streams in fast-growing forest plantations. *Ecohydrology & Hydrobiology* 21, 96–105. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.06.008>
- Castillo, J., Smith-Ramírez, C., 2018. Impact of invasive plant control on soil loss: a case study on Robinson Crusoe Island: Plant control effect on soil loss. *Restor Ecol* 26, 1165–1169. <https://doi.org/10.1111/rec.12700>
- Cosandey, C., Andréassian, V., Martin, C., Didon-Lescot, J.F., Lavabre, J., Folton, N., Mathys, N., Richard, D., 2005. The hydrological impact of the mediterranean forest: a review of French research. *Journal of Hydrology* 301, 1–4, 235–249. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.06.040>
- Edeso, J.M., Merino, A., González, M.J., Marauri, P., 1999. Soil erosion under different harvesting managements in steep forestlands from northern Spain. *Land Degrad. Dev.* 10, 79–88. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199901/02\)10:1<79::AID-LDR324>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199901/02)10:1<79::AID-LDR324>3.0.CO;2-4)
- Fritsch, J.-M., Sarrailh, J.M., 1986. Les transports solides dans l'écosystème forestier tropical humide guyanais : effets du défrichement et de l'aménagement de pâturages. *Cahiers ORSTOM, Pédologie* 22, 209–222.
- Gharibreza, M., Zaman, M., Porto, P., Fulajtar, E., Parsaei, L., Eisaei, H., 2020. Assessment of deforestation impact on soil erosion in loess formation using 137Cs method (case study: Golestan Province, Iran). *International Soil and Water Conservation Research* 8, 393–405. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.07.006>
- Grace, J.M., 2004. Soil erosion following forest operations in the Southern Piedmont of central Alabama. *Journal of Soil and Water Conservation* 59, 160–166.
- Hartanto, H., Prabhu, R., Widayat, A.S.E., Asdak, C., 2003. Factors affecting runoff and soil erosion: plot-level soil loss monitoring for assessing sustainability of forest management. *Forest Ecology and Management* 180, 361–374. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00656-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00656-4)
- Hotta, N., Kayama, T., Suzuki, M., 2007. Analysis of suspended sediment yields after low impact forest harvesting. *Hydrol. Process.* 21, 3565–3575. <https://doi.org/10.1002/hyp.6583>
- Kara, F., Loewenstein, E.F., Kalin, L., 2012. Changes in sediment and water yield downstream on a small watershed. *Ekoloji* 21, 30–37. <https://doi.org/10.5053/ekoloji.2012.844>
- Lavabre, J., Marin, C., 1999. Appréciation de l'impact des coupes forestières sur l'hydrologie et l'érosion des sols. Cas de la forêt d'Altefage (commune de Pont de Montvert – 48). Cemagref, Aix-en-Provence, France.
- Martin, C., Allée, P., Didon-Lescot, J.-F., Cosandey, C., 2004. Impact des coupes forestières sur les phénomènes d'érosion hydrique sur le versant sud du Mont-Lozère (France). *Bulletin du Réseau Érosion* 22, 324–335.
- Mohr, C.H., Coppus, R., Iroumé, A., Huber, A., Bronstert, A., 2013. Runoff generation and soil erosion processes after clear cutting. *J. Geophys. Res. Earth Surf.* 118, 814–831. <https://doi.org/10.1002/jgrf.20047>
- Vacca, A., F., A., G., O., 2017. Short-term impact of coppice management on soil in a *Quercus ilex* L. Stand of Sardinia. *Land Degradation & Development* 28, 2, 553–565.

Volet 1 | Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Question 4. Quelle est l'incidence des coupes rases sur la fertilité chimique des sols et la qualité chimique des eaux de surface ?

Sommaire

4.1 Contexte et problématique	273
4.2 Glossaire	274
4.3 Matériel et méthode	275
4.4 Réponses à la question posée	276
4.4.1 Effets de la coupe rase sur la fertilité chimique des sols	276
4.4.1.1 Nature des effets sur les horizons holorganiques	276
4.4.1.2 Nature des effets sur les solutions du sol.....	277
4.4.1.3 Nature des effets sur les éléments totaux (N) et bio-disponibles (Ca, Mg, K, P) dans les sols.....	277
4.4.1.4 Durée des effets observés	278
4.4.2 Effets de la coupe rase sur la qualité chimique des ruisseaux.....	279
4.4.2.1 Nature des effets observés.....	279
4.4.2.2 Durée des effets observés	279
4.4.3 Facteurs modulant les effets de la coupe rase	280
4.4.3.1 Effet du type de peuplement et de l'essence.....	280
4.4.3.2 Type de coupe rase, gestion des rémanents et travail du sol	280
4.4.3.3 Surface de la coupe ou des trouées	281
4.4.3.4 Végétation spontanée	281
4.4.3.5 Bande tampon non exploitée le long du cours d'eau.....	282
4.4.4 Effets d'autres types de coupes que la coupe rase	282
4.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations	282
4.5.1 Besoins de recherche.....	282
4.5.2 Pistes de recommandations	283
4.6 Références bibliographiques	284

Rédacteurs

Arnaud **Legout**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France

Laurent **Augusto**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France

Jacques **Ranger**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France

4.1 Contexte et problématique

En forêt, la fertilité chimique repose sur le réservoir d'éléments nutritifs disponibles dans les sols mais également sur la circulation et le recyclage d'éléments propres aux cycles biogéochimiques. Un équilibre entre les entrées (dépôts atmosphériques, altération), les sorties (exportation de biomasse, perte par drainage) et un recyclage efficient par la végétation permet de préserver cette fertilité et de maintenir une production forestière durable.

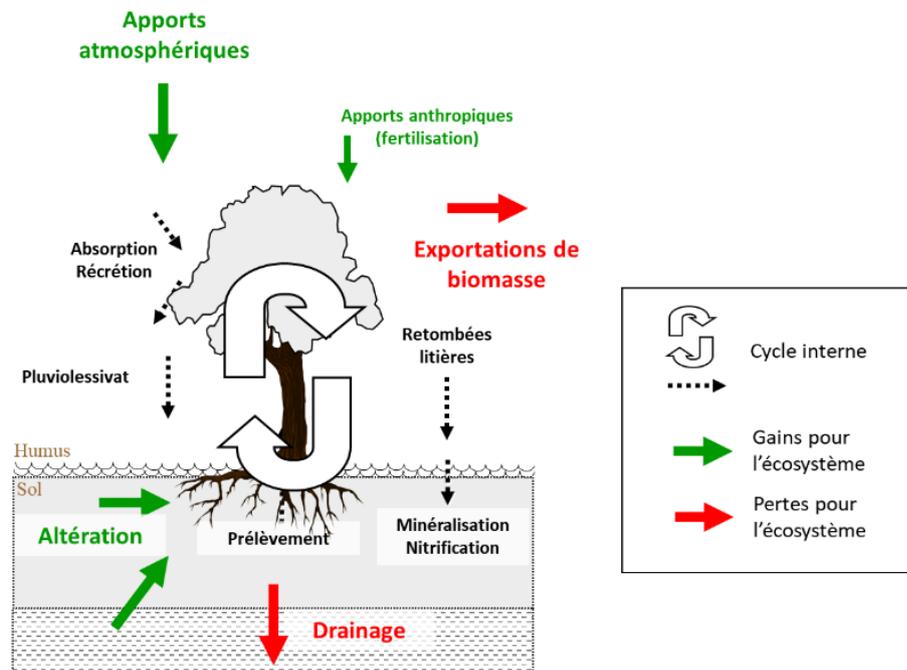


Figure 4.4-1 : Principaux flux de nutriments dans un écosystème forestier

L'exploitation forestière peut entraîner des perturbations des différents flux des cycles biogéochimiques (*e.g.* dépôts, minéralisation, exportation de biomasse, perte par drainage) et ainsi impacter la fertilité chimique des sols et/ou la qualité chimique des eaux de sols, les deux étant étroitement liées. Ces modifications peuvent également avoir des répercussions sur la qualité chimique des cours d'eau à l'aval des zones exploitées. **La coupe rase, en occasionnant notamment une exportation de biomasse, une rupture abrupte du cycle biologique et des modifications du pédo-climat, constitue une perturbation dont les conséquences pour la fertilité chimique du sol et la qualité chimique des eaux de surface doivent être qualifiées.** Nous nous attacherons également, dans la mesure où la littérature le permet, à **définir les paramètres pouvant moduler les effets de la coupe rase** et à comparer les effets d'autres coupes permettant le renouvellement des peuplements. Une perte de fertilité chimique pourra conduire selon son intensité à une altération des fonctions assurées par les sols (par exemple : la production de biomasse, la production d'eau de qualité ou le stockage de carbone, etc.) et dans un stade ultime à la perte de ces fonctions et au dépérissement du peuplement forestier. Une dégradation de la qualité chimique des eaux de surface peut, quant à elle, conduire dans un stade avancé à la mort des organismes aquatiques et présenter un risque pour la santé humaine si l'aire d'alimentation d'un captage est impactée.

4.2 Glossaire

La **fertilité chimique des sols** est ici évaluée sur la base de différents paramètres pédologiques : pH, azote total (N_{tot}), nitrate et ammonium (NO_3 , NH_4), cations échangeables (Ca_{ech} , Mg_{ech} , K_{ech} , Al_{ech} , H_{ech}), et phosphore assimilable par les organismes (P_{ass}) ; en stock ou en concentration. Le carbone est spécifiquement traité dans la « Question 5. Le système coupe rase-renouvellement occasionne-il des pertes majeures de carbone dans les sols ? » ; il est cependant évident que l'évolution du stock de carbone dans la litière et le sol en relation avec la coupe aura des conséquences sur la fertilité chimique du sol : une diminution des stocks de carbone conduira dans la très grande majorité des cas à une dégradation de la fertilité chimique.

La **qualité chimique des eaux de surface** est évaluée pour le sol (solution de sol) et le **cours d'eau** par l'intermédiaire des paramètres chimiques suivants : azote total (N_{tot}), nitrate et ammonium (NO_3 , NH_4),

calcium (Ca), magnésium (Mg), potassium (K), aluminium (Al) et phosphore (P) ; en concentrations ou en flux, l'espèce chimique ayant été considérée lorsque nécessaire (e.g. aluminium toxique lorsqu'il est sous forme Al^{3+}).

L'**évolution temporelle de ces indicateurs**, en relation avec la coupe, permet d'évaluer les effets des coupes sur la fertilité chimique des sols et/ou la qualité chimique des eaux de surface. Les solutions de sols et les flux d'éléments drainés (couplage entre concentrations dans les solutions de sols et les flux d'eau drainés) sont également utilisés ici pour évaluer l'évolution de la fertilité chimique du sol.

4.3 Matériel et méthode

La recherche bibliographique a été réalisée via le Web of Science (WoS) le 21 décembre 2021 avec la requête :

"TS=(forest OR forêt) AND TS=(clearcut* OR clear-cut* OR clear-fell* OR clearfell* OR "clearcut logging" OR "Patch cut*" OR "Strip cut*" OR "row cut*" OR "strip fell*" OR "one-cut shelterwood" OR "one-step overstory removal" OR "coupe rase" OR "coupe à blanc" OR "blanc-étoc" OR "blanc etoc" OR "CPRS" OR "coupe avec protection de la régénération et des sols" OR "Kahlschlag" OR "Saumhieb" OR "Saumschlag" OR "shelterwood, progressive cut" OR "Extended shelterwood" OR "Extended irregular shelterwood" OR "Slow or delayed regeneration" OR "Reserved shelterwood" OR "Deferment cutting" OR "coupe* progressive" OR "coupe d'ensemencement" OR "coupe secondaire" OR "coupe finale" OR "Coupe progressive irrégulière à régénération lente" OR "CPI-RL" OR "Selection fell*" OR "selection management" OR "selection cut*" OR "Uneven-Aged forestry" OR "continuous cover forestry" OR "group selection cut*" OR "gap fell*" OR "Single tree selection cut*" OR "Single tree selection fell*" OR "irregular shelterwood" OR "delayed shelterwood" OR "reserved shelterwood" OR "extended shelterwood" OR "Femelschlag" OR "Expending-gap irregular shelterwood" OR "Irregular group shelterwood" OR "Bavarian shelterwood" OR "Continuous cover irregular shelterwood" OR "Swiss or Baden Shelterwood" OR "coupe progressive irrégulière" OR "coupe jardinatoire" OR "coupe par trouée*" OR "Plenterwald" OR "Dauerwald" OR "Plenterung" OR "coppice" OR "coppice with standard*" OR "coppice-with-standard*" OR "taillis" OR "TSF" OR "taillis-sous-futaie" OR "recépage" OR "rajeunissement" OR "Undergrowth cutting" OR "coupe* d'abri" OR "Seed tree system" OR "Seed cutting" OR "Reserve cutting" OR "deferment harvest" OR "Coupe avec semenciers" OR "coupe rase avec semenciers" OR "coupe rase avec retention") AND TI=(fertility* or cation* or anion* or nutrient* or leaching* or loss* or nitrogen* or nitrate* or phosph* or alumin* or proton* or calcium* or magnesium* or potassium* or acid* or "soil quality" or "water quality") AND TI=(solution* or soil* or stream* or catchment* or watershed*)".*

Cette requête a donné 323 résultats ; quelques références supplémentaires (n = 8) pertinentes pour notre questionnement mais qui n'ont pas été données par la requête ont été ajoutées. Les compartiments de l'écosystème forestier et les paramètres étudiés dans le cadre de cette expertise sont les suivants : (1) sol : pH, N_{tot} , NO_3 , NH_4 , Ca_{ech} , Mg_{ech} , K_{ech} , Al_{ech} , H_{ech} , P_{ass} ; pour les éléments, stock ou concentration ; (2) solution de sol : pH, N_{tot} , NO_3 , NH_4 , Ca, Mg, K, Al, P ; pour les éléments, flux ou concentration ; (3) cours d'eau : pH, N_{tot} , NO_3 , NH_4 , Ca, Mg, K, Al, P ; pour les éléments, flux ou concentration.

Les publications ont été classées de la plus récente à la plus ancienne et la lecture des résumés a permis de retenir ou non la publication, en fonction de sa pertinence pour l'expertise. Seuls les articles s'attachant à évaluer les effets des coupes sur les paramètres mentionnés ci-avant ont été retenus ; de nombreux articles traitant de l'effet de différents traitements post-coupe (rémanents, fertilisation, etc.) ont par exemple été écartés car l'effet "coupe" à proprement parler n'était pas évalué.

Les publications retenues ont ensuite été passées en revue pour renseigner des descripteurs (pays, climat, sol, peuplements, type de coupe, etc.) et **les effets des coupes ont été évalués qualitativement, en notant pour chaque compartiment de l'écosystème et chaque paramètre mentionné ci-avant si une augmentation significative, une diminution significative ou une stabilité avaient été enregistrées. La durée des effets a également été renseignée lorsqu'elle était disponible.**

Seules les 263 publications les plus récentes ont été analysées faute de temps et 35 % des articles ont été retenus (dont quatre méta-analyses ou revues), dont la répartition par climat-biome et continent est donnée dans le Tableau 4.4-1 ci-dessous.

Tableau 4.4-1 : Nombre d'études par biomes et régions géographiques

Nombre d'études	Nombre d'études par zone						Nombre d'études par biomes				
	Amérique du Nord	Amérique du Sud	Asie	Australie	Europe	Divers	Boréal	Montagne	Tempéré	Tropical	Divers
93	53 %	1 %	5 %	4 %	31 %	5 %	23 %	20 %	46 %	6 %	6 %

Les publications retenues traitent très majoritairement de l'azote, en moindre mesure du phosphore et des cations nutritifs (Ca, Mg ou K). Pour décrire les effets de la coupe rase, nous nous sommes appuyés sur l'ensemble des publications retenues qui décrivent les effets de la coupe rase, en référence à un témoin (peuplement ou bassin versant non-récolté et/ou existence d'un suivi anté-coupe). Les effets moyens présentés dans les articles des revues et méta-analyses ont été confrontés aux résultats de notre analyse bibliographique lorsque cela était possible.

L'épaisseur de sol est un élément important à considérer pour évaluer la fertilité chimique du sol et son évolution : tous éléments chimiques confondus, l'épaisseur moyenne de sol considérée dans les études portant sur les concentrations ou les stocks dans les sols est de 50 cm (maximum = 100 cm). Le nombre limité d'articles n'a cependant pas permis de tester l'effet spécifique de l'épaisseur de sol considérée sur les effets observés après la coupe et nous décrivons ci-après les effets des coupes toutes épaisseurs de sol confondues. Pour les solutions de sols, la profondeur plancher moyenne pour les suivis est de 36 cm, avec un maximum de 120 cm.

4.4 Réponses à la question posée

Les effets de la coupe rase sont présentés en décrivant de manière qualitative la nature des effets observés pour les différents paramètres retenus (augmentation ou diminution significative, stabilité) puis en précisant la dimension temporelle de ces effets.

4.4.1 Effets de la coupe rase sur la fertilité chimique des sols

4.4.1.1 Nature des effets sur les horizons holorganiques

La coupe rase affecte directement les couches complètement organiques (holorganiques) du sol, comme la litière de feuillage à la surface des sols, du fait des exportations et de l'arrêt du flux de restitutions aériennes (feuilles, fruits, branches, etc.) La requête ne portait pas explicitement sur ces horizons et **il est difficile de tirer des articles retenus un patron d'évolution de la fertilité chimique associée à ces horizons holorganiques** ; les études montrent des évolutions post-coupe des concentrations et/ou stocks de nutriments dans la litière (N, P, K, Ca, Mg, P) très variables (augmentation, stabilité ou diminution), en fonction notamment (i) du traitement des rémanents (extraits ou laissés au sol, andainage, etc.) et (ii) du temps écoulé entre la mesure et la coupe, ces paramètres n'étant pas toujours disponibles. La méta-analyse de Hume *et al.* (2018) qui s'intéresse aux stocks de C et N dans les litières, étaye en partie cela : en moyenne, une stabilité ou une légère diminution des stocks est observée pour les coupes rases avec exportation totale, alors qu'une augmentation des stocks est observée lorsque les rémanents sont laissés au sol. Slesak *et al.* (2011) soulignent également la difficulté de quantifier l'évolution de ces stocks, la coupe conduisant à une

hétérogénéité très forte de cet horizon à l'échelle de la parcelle exploitée. De même, les travaux du sol avant une éventuelle plantation tendent à accentuer cette hétérogénéité en enfouissant une partie des matières organiques. **La récolte représente quoi qu'il en soit une perte nette pour la réserve de carbone et d'éléments nutritifs du sol : plus la récolte est totale, plus les pertes pour le sol sont importantes puisque le stock d'éléments nutritifs restitué au sol devient nul** (Achat *et al.*, 2015 ; Kreutzweiser *et al.*, 2008).

4.4.1.2 Nature des effets sur les solutions du sol

Les solutions de sols sont des indicateurs pertinents du fonctionnement actuel du sol (Zabowski *et Ugolini*, 1990) **et de l'évolution de la fertilité chimique**. Le cycle de l'azote est généralement impacté par les récoltes de bois, quelle qu'en soit l'intensité (Jerabkova *et al.*, 2011 ; Kreutzweiser *et al.*, 2008). **Le nitrate** étant un anion très mobile (car très soluble dans l'eau et peu retenu sur la phase solide du sol), **il joue un rôle déterminant dans les pertes d'éléments par drainage** : s'ils ne sont pas immobilisés (assimilation microbienne, prélèvement par la végétation, etc.), les nitrates peuvent être lixiviés hors du profil de sol, accompagnés de cations échangés avec le proton initial, induisant possiblement une perte d'éléments nutritifs pour le sol.

La coupe rase conduit généralement à des augmentations des concentrations (et potentiellement des pertes) en nitrate dans les sols dans les années qui suivent la coupe (Jerabkova *et al.*, 2011). Les résultats de notre analyse bibliographique sur les solutions de sols corroborent ces conclusions avec une augmentation des concentrations et/ou des flux de nitrates à la suite de la coupe rase pour 78 % des articles, une stabilité pour 11 % des articles et une diminution pour seulement 11 % des articles ; notre analyse bibliographique sur les concentrations en nitrate extrait du sol après une coupe rase donne des résultats très similaires : augmentation 67 %, stabilité 22 % et diminution 11 %. **Cette augmentation des nitrates est généralement attribuée à une décomposition et à une minéralisation plus rapide de la matière organique en raison des changements de climat au sol** (température, humidité, etc., voir « Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ? ») **et/ou à une diminution de l'assimilation microbienne du nitrate et/ou à un arrêt du flux de prélèvement par les arbres** (Hope *et al.*, 2003 ; Prescott *et al.*, 2003).

Une augmentation des concentrations et/ou des flux de cations majeurs (Ca, Mg, K, Al) est généralement également observée dans et hors du sol dans les années suivant la coupe rase (Richardson *et al.*, 2017), celle-ci étant le plus souvent concomitante à l'augmentation des nitrates. Notre analyse bibliographique sur les solutions de sols montre une augmentation des concentrations et ou flux de cations nutritifs (Ca, Mg, K) à la suite de la coupe rase pour 56 % des articles, une stabilité pour 33 % des articles et une diminution pour seulement 11 % des articles. **La nature des cations lixiviés dépend principalement du niveau de richesse chimique du sol** (Al majoritaire pour les sols les plus acides et les plus pauvres en cations alcalins et alcalino-terreux, Ca et/ou Mg et/ou K pour les sols les plus riches).

4.4.1.3 Nature des effets sur les éléments totaux (N) et bio-disponibles (Ca, Mg, K, P) dans les sols

Les augmentations de concentrations et/ou de flux de nitrate et de cations en solution à la suite de la coupe rase traduisent un **mécanisme d'acidification du sol** (Dahlgren *et Driscoll*, 1994 ; McLaughlin *et Phillips*, 2006 ; Reuss *et Johnson*, 1985), qui peut entraîner une **désaturation plus ou moins rapide du complexe d'échange et une perte de fertilité chimique (Ca, Mg, K notamment)**. Cette acidification ne se traduit cependant pas toujours par une baisse de pH et/ou par une désaturation du complexe d'échange, compte tenu du pouvoir tampon du sol. La synthèse non exhaustive proposée par

Richardson *et al.* (2017) indique que, généralement, **les concentrations et/ou stocks de cations nutritifs échangeables dans les sols (Ca, Mg, K) diminuent dans les années suivant la coupe** et que ces effets peuvent perdurer plusieurs décennies. Notre analyse montre des résultats assez similaires, avec une augmentation des concentrations et/ou des stocks de cations nutritifs échangeables dans les sols à la suite de la coupe rase pour seulement 18 % des articles, une stabilité pour 36 % des articles et une diminution pour 46 % des articles. Kreuzweiser *et al.* (2008) soulignent que de nombreux facteurs (type et richesse du sol, type de peuplement, conditions particulières du site, type et moment des activités de récolte, etc.) peuvent expliquer la grande diversité des réponses observées, sans toutefois pouvoir statuer sur le rôle individuel de chaque facteur.

En ce qui concerne le phosphore, réputé peu mobile dans les sols, la review de Hume *et al.* (2018) indique qu'en moyenne, les concentrations en P dans les sols sont stables à la suite de la coupe rase. Notre étude bibliographique indique quant à elle une augmentation des concentrations et/ou des stocks de phosphore disponible dans les sols pour 20 % des articles, une stabilité pour 40 % des articles et une diminution pour 40 % des articles.

En ce qui concerne **l'azote total, la coupe rase conduit généralement à une baisse des stocks dans le sol** (Hume *et al.*, 2018). Les résultats de notre analyse bibliographique sur les concentrations et/ou stocks d'azote total dans le sol sont concordants : augmentation pour 11 % des articles, stabilité pour 26 % des articles et diminution pour 63 % des articles. Cette diminution peut en partie s'expliquer par un arrêt du flux de restitutions aériennes et/ou par une décomposition et une minéralisation plus rapide de la matière organique du sol en raison des changements de climat au sol (température, humidité). La minéralisation de l'azote organique libère de l'ammonium puis éventuellement du nitrate. Le cas du nitrate et les conséquences associées sont traités précédemment ; pour l'ammonium, notre analyse bibliographique montre que **la coupe rase conduit généralement comme pour le nitrate à une augmentation de l'ammonium dans les sols**. L'analyse sur les concentrations en ammonium extrait du sol après une coupe rase montre en effet une augmentation à la suite de la coupe rase pour 75 % des articles, une stabilité pour 13 % des articles et une diminution pour 13 % des articles ; l'analyse sur les solutions de sol montre des résultats qui semblent aller dans le même sens, avec une grande majorité d'études présentant des augmentations ou une stabilité (augmentation pour 54 %, stabilité pour 46 % et pas de diminution).

4.4.1.4 Durée des effets observés

La durée des effets observés sur les **concentrations d'azote minéral extrait du sol ainsi que sur les flux et/ou les concentrations en N, P et cations majeurs dans les solutions de sol est généralement inférieure ou égale à 5 ans, avec une intensité de réponse maximale dans les 2 à 3 premières années suivant la coupe**, puis un amortissement et un retour progressif aux conditions avant coupe est généralement observé (Hope *et al.*, 2003 ; Jerabkova *et al.*, 2011 ; McHale *et al.*, 2007). La littérature signale aussi des réponses plus tardives et/ou une durée des effets plus longue, approchant parfois la décennie (Prescott *et al.*, 2003 ; Stottlemeyer et Troendle, 1999).

Pour les **concentrations et/ou stocks d'éléments nutritifs échangeables (Ca, Mg, K) dans les sols**, la littérature indique des **diminutions significatives quelques années après la coupe rase** (Ranger *et al.*, 2008) **mais également plusieurs décennies après celle-ci** (Johnson *et al.*, 2016 ; Richardson *et al.*, 2017). **Ce constat s'applique également aux concentrations et/ou stocks d'azote total et de phosphore bio-disponible dans les sols** où des diminutions sont parfois observées plusieurs décennies après la coupe rase (Hopmans et Elms, 2009 ; Johnson *et al.*, 2016 ; Kellman *et al.*, 2014 ; Knoepp *et al.*, 2015 ; Prest *et al.*, 2014 ; Vangansbeke *et al.*, 2015).

4.4.2 Effets de la coupe rase sur la qualité chimique des ruisseaux

4.4.2.1 Nature des effets observés

L'impact de la coupe rase sur la **qualité des eaux de sol** a été traité dans la partie précédente : **la coupe rase conduit généralement à des augmentations des concentrations en ammonium, en nitrate et en cations majeurs (Ca, Mg, K, Al) dans les années qui suivent la coupe**. De nombreux processus/facteurs peuvent néanmoins affecter la qualité des eaux lors de leur transfert depuis le profil de sol jusqu'aux cours d'eau, notamment les chemins de transfert empruntés, les temps de résidence ou encore la nature géochimique des couches traversées.

La grande majorité des études retenues (y compris la méta-analyse de Mupepele *et* Dormann, 2017) s'intéressent à de petits bassins versants, en général inférieurs à 100 ha, très rarement supérieurs à 500 ha. Les ruisseaux étudiés sont généralement d'ordre 1, c'est-à-dire qu'ils drainent directement la zone impactée par la coupe. La coupe rase pratiquée au sein d'un petit bassin versant conduit généralement à des augmentations des concentrations en nitrate dans le cours d'eau (Mupepele *et* Dormann, 2017), pouvant ainsi dégrader sa qualité chimique (limite européenne de concentration des nitrates fixée pour l'eau potable à 50 mg.L⁻¹ ; Council Directive 98/83/EC). Notre analyse bibliographique corrobore ces résultats avec des **augmentations des concentrations en nitrate dans les cours d'eau à la suite de la coupe rase** pour 88 % des articles, une stabilité pour 8 % des articles et une diminution pour seulement 4 % des articles. L'analyse indique une augmentation de l'ammonium pour 33 % des articles, une stabilité pour 67 % des articles et pas de diminution. Les **concentrations en cations majeurs alcalins et alcalino-terreux (Ca, Mg, K) sont également impactées, avec généralement une augmentation des concentrations dans les cours d'eau** (augmentation : 70 %, stabilité : 30 %), le plus souvent concomitante à une augmentation des concentrations en nitrates. À noter que si le calcium, le magnésium et le potassium apportés améliorent la qualité chimique du cours d'eau, ce n'est pas le cas de l'aluminium monomérique, toxique pour les organismes vivants, qui peut équilibrer le nitrate dans les systèmes acides et pauvres en cations alcalins et alcalino-terreux. Les trois études retenues traitant de **l'aluminium dans les cours d'eau** (Baldigo *et al.*, 2005 ; McHale *et al.*, 2007 ; Neal *et al.*, 2001) indiquent toutes une **augmentation des concentrations à la suite de la coupe rase sur sols acides, concomitante à une augmentation des nitrates, la qualité chimique de l'eau étant dans ce cas fortement dégradée**. En ce qui concerne le phosphore réputé assez peu mobile, notre analyse bibliographique montre une augmentation des concentrations dans le cours d'eau à la suite de la coupe rase pour 38 % des articles, une stabilité pour 62 % et pas de diminution.

Les études de Gravelle *et al.* (2009) et Deval *et al.* (2021) menées sur des bassins versants emboîtés montrent que les modifications des concentrations en nitrate à la suite de la coupe sont beaucoup plus fortes dans le cours d'eau d'ordre 1 (bassin versant où la coupe a eu lieu) que dans les cours d'eau d'ordre supérieur, des processus de dilution - transformation - prélèvement pouvant atténuer l'effet. **La gestion des coupes ne doit donc pas être raisonnée simplement à l'échelle du petit bassin versant (ordre 1), mais doit intégrer l'échelle du territoire pour éviter le possible effet cumulatif de petits bassins versants adjacents drainant le même cours d'eau**, comme le souligne Mupepele *et* Dormann (2017).

4.4.2.2 Durée des effets observés

La durée des effets observés dans le cours d'eau pour l'ensemble des éléments étudiés (N, P, cations majeurs) est généralement inférieure à 5-6 ans, avec une intensité de réponse maximale dans les 2 à 3 premières années suivant la coupe (Baldigo *et al.*, 2005 ; Eshleman, 2000 ; Mupepele *et* Dormann, 2017 ; Neal, 2002 ; Palviainen *et al.*, 2015 ; Rodgers *et al.*, 2010). Ce pattern moyen, observé pour le

petit bassin versant, semble assez similaire à celui décrit pour les solutions de sols ; cependant, les études menées au sein du même bassin versant sur les solutions de sol et le cours d'eau montrent qu'un décalage temporel du pic et/ou une durée plus longue des effets peuvent être observés pour le cours d'eau (Dahlgren *et al.*, 1994 ; McHale *et al.*, 2007). **La durée des effets observés sur le cours d'eau peut parfois dépasser plusieurs décennies** (Adams *et al.*, 2014 ; Webster *et al.*, 2016).

4.4.3 Facteurs modulant les effets de la coupe rase

4.4.3.1 Effet du type de peuplement et de l'essence

À l'échelle de la parcelle de gestion, les concentrations en nitrate (et potentiellement les pertes) à la suite de la coupe rase seraient plus fortes sous feuillus en comparaison des résineux (Jerabkova *et al.*, 2011), mais l'étude précise que feuillus et résineux ne sont pas distribués dans les mêmes sols : cela pourrait en fait refléter la présence des feuillus sur des sites plus fertiles.

L'essence peut également influencer le cycle de l'azote, notamment la nitrification (stimulation - neutralité - inhibition) (Zeller *et al.*, 2007), l'extraction des arbres pouvant entraîner des effets opposés en fonction de l'essence en présence.

À l'échelle du petit bassin versant, la méta-analyse de Mupepele et Dormann (2017) suggère que les coupes rases dans les monocultures conduiraient à des concentrations en nitrate plus fortes dans les cours d'eau en comparaison des peuplements mixtes.

4.4.3.2 Type de coupe rase, gestion des rémanents et travail du sol

Les rémanents d'exploitation (menu bois, branches, feuilles) représentent une quantité de biomasse, de carbone et de nutriments dont la minéralisation lente profitera au sol et aux peuplements futurs. La méta-analyse de Achat *et al.* (2015) portant sur tous les types de coupe (éclaircie, coupe définitive) montre que **l'exportation des résidus de récolte en plus du tronc conduit généralement à des quantités réduites d'éléments nutritifs totaux et disponibles dans les sols, à l'acidification des sols et a un effet négatif sur les propriétés des sols et la croissance du peuplement**. Si l'on s'intéresse uniquement aux cas des coupes rases, les articles retenus s'intéressant aux effets d'une exportation du tronc seul (*stem only*) en comparaison d'une exportation totale (*whole tree harvesting*) indiquent également un impact négatif plus marqué sur la fertilité des sols en cas de récolte totale [par exemple. Hume *et al.* (2018) ou Mushinski *et al.* (2017) pour N ; Johnson *et al.* (2016) ou Vangansbeke *et al.* (2015) pour Ca, Mg, K]. Ces pertes seront d'autant plus dommageables que le sol est pauvre chimiquement, sa capacité à renouveler ses réserves bio-disponibles étant faible voire très faible (Legout *et al.*, 2020). L'exportation supérieure à la capacité d'auto-restauration du système conduit à l'appauvrissement des sols (Achat *et al.*, 2015).

La mise en andains (ou "andainage"), qui consiste à disposer en bandes continues les rémanents de coupe pour faciliter la plantation, élimine une source de carbone et de nutriments de la zone où les plants vont être installés et transfère cette fertilité vers l'andain. La perte de fertilité chimique pour la zone recevant les plants est encore plus forte si l'opération transfère vers les andains une partie des litières et du sol minéral. L'hétérogénéité de fertilité chimique induite par l'andainage à l'échelle de la parcelle peut impacter le futur peuplement, avec de possibles structures en vague et des pertes de production moyenne (Ballard, 1978 ; Fisher *et al.*, 2000). Les peuplements pourront être d'autant plus affectés que le sol est initialement pauvre chimiquement (faible capacité d'auto-restauration).

Le travail du sol (discage, labour, billonnage) conduit à modifier l'organisation du sol et son fonctionnement biogéochimique ; ces pratiques sont par conséquent à limiter à des zones

restreintes si des contraintes avérées doivent être levées. En effet, le travail du sol entraîne généralement une modification/accélération du processus de minéralisation de la matière organique conduisant à une libération rapide et importante d'éléments nutritifs, pouvant largement excéder la capacité d'immobilisation de l'écosystème (*i.e.* prélèvement par les végétaux, les micro-organismes, stockage sur la phase solide du sol, etc.)

4.4.3.3 Surface de la coupe ou des trouées

À l'échelle de la parcelle de gestion, plusieurs études nord-américaines se sont intéressées à l'effet de la taille des trouées pratiquées dans les parcelles sur les concentrations en azote dans les sols (Coulombe *et al.*, 2017 ; Jerabkova *et al.*, 2011 ; Prescott *et al.*, 2003). Jerabkova *et al.* (2011) concluent que des coupes progressives enlevant des arbres individuels ou créant des trouées de moins de 10 m de rayon (< 300 m²) peuvent limiter les effets sur le nitrate (concentrations dans le sol et pertes par lixiviation) par rapport à ce qui est observé au-delà de cette taille de trouée, où des effets plus marqués sont en général observés. Prescott *et al.* (2003) montrent des concentrations en nitrate élevées dans la litière et le sol de la troisième à la septième année après la coupe, dans des trouées de 1 000 m² et plus, alors que le prélèvement d'arbres individuels dans la même proportion n'a pas entraîné d'augmentation de la concentration de nitrate. Enfin, Coulombe *et al.* (2017) montrent que le nitrate et l'ammonium augmentent dans des trouées de 500 m², ce qui n'est pas le cas lors du prélèvement d'arbres individuels et suggère que **le seuil de non-perturbation du cycle de l'azote se situerait entre 0 et 500 m².**

À l'échelle du petit bassin versant, la proportion de surface coupée a un effet sur la qualité chimique du cours d'eau (Deval *et al.*, 2021 ; Palviainen *et al.*, 2015, 2014 ; Peraza-Castro *et al.*, 2018 ; Schelker *et al.*, 2016). Les travaux de Palviainen *et al.* (2015) menés sur huit bassins versants (approches de mesures *in situ* couplées à des approches de modélisation) illustrent bien cet effet : **plus la proportion de surface de coupe au sein du bassin versant est importante, plus l'augmentation des concentrations en azote dans le cours d'eau (notamment le nitrate) est importante.** Palviainen *et al.* (2014), à partir de mesures *in situ*, suggèrent qu'un effet sur le cours d'eau (concentrations en N et P) est significatif si une surface supérieure à 30 % du BV est passée en coupe ; cette conclusion ne s'appuie malheureusement que sur la réponse d'un seul bassin versant (surface de coupe > 30 %) comparé à deux autres (surface de coupe < 30 %). Ce seuil n'est pas universel et devrait prendre en compte les conditions propres à chaque bassin (peuplements, sols, pente, météorologie, position de la coupe dans le bassin, etc.) comme le proposent certains simulateurs (Lauren *et al.*, 2021).

4.4.3.4 Végétation spontanée

La coupe rase conduit généralement à une libération rapide et parfois importante d'éléments dans les 2 à 3 années suivant l'exploitation (voir « 4.4.1 Effets de la coupe rase sur la fertilité chimique des sols ») ; cette libération ne profitera au peuplement que si celui-ci est en place et apte à prélever abondamment ces éléments (ce qui est rarement le cas dès la mise en place) et/ou qu'une immobilisation temporaire des nutriments libérés existe (stockage sur la phase solide du sol, biomasse microbienne). Dans le cas contraire, si la libération (notamment des anions libres) est supérieure à la capacité d'immobilisation, cela conduira à une perte de fertilité chimique pour le sol.

La végétation spontanée se développe plus ou moins rapidement sur le parterre de coupe et peut constituer un réservoir temporaire d'éléments nutritifs, qui pourront être remobilisés par le peuplement quand le couvert se fermera, limitant ainsi les pertes de fertilité liées au drainage et permettant éventuellement en sus un apport d'azote si des espèces fixatrices d'azote atmosphérique se développent (Ranger *et al.*, 2007). À l'échelle de la parcelle de gestion, plusieurs études montrent

en effet que la strate herbacée permet d’immobiliser des éléments libérés à la suite de l’élimination des arbres [O’Driscoll *et al.* (2014) pour P ; Reynolds *et al.* (2000) pour NO₃ ; Fiala *et al.* (2005, 2001) pour N et Ca], limitant ainsi la lixiviation d’éléments dans le profil de sol et les pertes par drainage (Legout *et al.*, 2009 ; Ranger *et al.*, 2007). À l’échelle du bassin versant, le constat est similaire et le contrôle voire l’élimination de cette végétation spontanée peut entraîner des augmentations importantes des concentrations de nutriments dans le cours d’eau (Dahlgren *et al.*, 1994 ; Deval *et al.*, 2021 ; Fukuzawa *et al.*, 2006), attestant d’une perte de fertilité chimique pour les sols du bassin versant.

4.4.3.5 Bande tampon non exploitée le long du cours d’eau

Kastendick *et al.* (2012) montrent que les nitrates augmentent dans les sols de la coupe rase mais aussi dans les zones ripariennes adjacentes non exploitées, celles-ci constituant des zones tampons pouvant limiter les apports au cours d’eau. À l’échelle du petit bassin versant, Lauren *et al.* (2021) simulent l’effet de la largeur d’une bande tampon adjacente au cours d’eau et non exploitée sur les flux de P et N à l’exutoire : **les exportations d’éléments diminuent lorsque la largeur de la bande tampon augmente**. D’autres études de terrain montrent des résultats similaires, **les zones tampons non exploitées entre la coupe rase et le cours d’eau pouvant réduire efficacement la charge en éléments nutritifs dans les cours d’eau** (Lauren *et al.*, 2009, 2005).

4.4.4 Effets d’autres types de coupes que la coupe rase

Les articles comparant de façon pertinente la coupe rase à d’autres types de coupes ne sont pas nombreux et ne concernent que l’azote. À l’échelle de la parcelle de gestion, la synthèse de Hume *et al.* (2018) montre qu’une récolte partielle (*partial cut*) conduit généralement à une stabilité du stock d’azote total du sol, alors que la coupe rase entraîne une diminution. La méta-analyse de Jerabkova *et al.* (2011) indique que **l’enlèvement d’arbres individuels, ou la récolte par trouée de moins de 10 m de rayon (< 300 m²) limite les effets sur le nitrate (et par conséquent sur les cations) en comparaison de la coupe rase**. Coulombe *et al.* (2017) et Prescott *et al.* (2003) montrent également que le prélèvement d’arbres individuels n’entraîne pas d’augmentation du nitrate dans les sols. À l’échelle du petit bassin versant, la méta-analyse de Mupepele *et al.* (2017) indique que la coupe rase et la coupe de jardinage par groupe d’arbres (*patchcut*) entraînent une augmentation significative des concentrations de nitrates dans les cours d’eau pour les forêts de conifères et de feuillus ; ce n’est cependant pas le cas de la coupe de jardinage par groupe d’arbres dans les forêts mixtes. Mupepele *et al.* (2017) indiquent également que la récolte individuelle d’arbre est la coupe ayant l’influence la plus faible sur la concentration en nitrate dans les cours d’eau, avec des niveaux post-coupe proches de ceux avant récolte.

4.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations

4.5.1 Besoins de recherche

Notre analyse montre un déficit d’études traitant :

- des **cations nutritifs et du phosphore, en comparaison de l’azote** ;
- de la comparaison de **différents types de coupes**, notamment des **coupes de régénération progressive** ou encore **en structure irrégulière** ;
- de l’effet de la **surface de coupe** notamment sur des éléments autres que N ;
- du **mélange d’essences** en comparaison d’un peuplement pur ;
- de l’impact des coupes sur le **temps long**.

4.5.2 Pistes de recommandations

Nous traitons ici de la fertilité chimique des sols forestiers mais il est important de rappeler que les trois composantes de la fertilité (chimique, biologique, physique) sont étroitement liées : elles ne doivent donc pas être raisonnées indépendamment, toutes les trois étant de surcroît impactées par la coupe rase. Les recommandations formulées sur la préservation de la fertilité chimique peuvent donc parfois reposer sur la préservation des autres composantes de la fertilité.

Limiter les surfaces de coupe : À l'échelle de la parcelle de gestion, les récoltes par bandes ou par parquets sur des surfaces limitées pourraient être privilégiées, au même titre que la structure irrégulière (voir point suivant). À l'échelle du petit bassin versant, la proportion de surface coupée doit être faible pour limiter les effets sur la qualité chimique du cours d'eau ; la préservation de bandes tampon non exploitées de part et d'autre du cours d'eau devrait permettre d'atténuer les effets, même pour des largeurs faibles. Par ailleurs, la gestion des coupes ne doit pas être raisonnée simplement à l'échelle du petit bassin versant (ordre 1), mais doit intégrer l'échelle du territoire pour éviter le possible effet cumulatif de petits bassins versants adjacents drainant le même cours d'eau. Le régime de propriétés est très variable en France et sa prise en compte est importante pour appliquer les recommandations proposées ci-avant. Ainsi, dans les territoires où les petites propriétés sont répandues, le développement de groupements forestiers ne remettant pas en question la propriété individuelle devrait être encouragé. De façon générale, préférer et développer les techniques d'exploitation les plus respectueuses du sol (*e.g.* câble-mât, cloisonnement, traction animale) (voir « Question 6. Quelle est l'incidence des coupes rases sur l'intégrité physique des sols ? »).

Privilégier les peuplements irréguliers : la structure irrégulière des peuplements, où plusieurs classes d'âge sont représentées, permet de réduire la taille des coupes et d'assurer une certaine stabilité dans le temps, ce qui limite les perturbations brutales des cycles biogéochimiques et les potentielles pertes de fertilité associées. Cependant, la récolte continue doit s'accompagner d'une grande maîtrise technique, notamment en ce qui concerne la circulation des engins dans la parcelle. L'irrégularité peut prendre plusieurs formes (*e.g.* parquet) et sa gestion doit être raisonnée depuis l'échelle de la parcelle de gestion jusqu'au petit territoire.

Régénérer naturellement lorsque c'est possible : la régénération naturelle assure la transition entre un état boisé par des arbres matures et un sol couvert par des jeunes plants, puisque les semis sont acquis avant l'élimination des semenciers adultes. Cette transition douce permet de limiter les pertes de fertilité chimique des sols et les conséquences sur les cours d'eau. À l'échelle de la parcelle de gestion, la régénération naturelle peut être combinée à la plantation pour enrichir en une ou plusieurs essences d'intérêt le peuplement selon les besoins (*e.g.* économiques, environnementaux). La bonne gestion de la végétation spontanée dans les années suivant une coupe est également importante : elle peut certes concurrencer le jeune peuplement mais son maintien peut limiter les pertes de fertilité et les modifications induites sur le cours d'eau drainant les parcelles exploitées (*e.g.* réaliser des dégagements limités autour des jeunes plants).

Exploitation raisonnée des rémanents de coupe : les rémanents d'exploitation (menu bois, branches, feuilles, souches) représentent une quantité de biomasse, de carbone et de nutriments dont la minéralisation lente profitera au sol et aux peuplements futurs. L'exportation des résidus de récolte en plus du tronc conduit généralement à des quantités réduites d'éléments nutritifs totaux et disponibles dans les sols, à l'acidification des sols et à une diminution de la fertilité chimique. Pour les sols pauvres chimiquement, la capacité de renouvellement de ces éléments est faible et ces pratiques acidifiantes sont donc fortement déconseillées. Pour les autres sols, elles sont à adapter en veillant à ne pas dépasser la capacité d'auto-restauration du système (Landmann *et al.*, 2018).

Adapter la préparation du sol lors du renouvellement : il est souvent inutile d'intervenir sur la surface totale de la parcelle lors de la préparation du sol pour faciliter une plantation éventuelle, en plein ou en regarni. Compte tenu des inconvénients et du coût de l'andainage, le nettoyage pourrait se faire uniquement sur les zones où seront positionnés les plants. Les rémanents d'exploitation seraient broyés sur des bandes étroites, laissant au sol du bois réduit en copeaux de faible taille, facilement biodégradables, et n'exportant pas de nutriments. Le travail du sol associé à la plantation pourrait suivre la même logique, avec un travail localisé (*e.g.* potets, mini parquets). Le travail du sol est en effet à éviter autant que possible, en le limitant à des zones restreintes si des contraintes avérées doivent être levées.

4.6 Références bibliographiques

- Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L., 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth—A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348, 124–141.
- Adams, M., Knoepp, J., Webster, J., 2014. Inorganic Nitrogen Retention by Watersheds at Fernow Experimental Forest and Coweeta Hydrologic Laboratory. *Soil Science Society of America Journal* 78, S84–S94. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.11.0463nafsc>
- Baldigo, B., Murdoch, P., Burns, D., 2005. Stream acidification and mortality of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in response to timber harvest in Catskill Mountain watersheds, New York, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 1168–1183. <https://doi.org/10.1139/F05-022>
- Ballard, R., 1978. Effect of Slash and Soil Removal on the Productivity of Second Rotation Radiata Pine on a Pumice Soil. *New Zealand Journal of Forestry Science* 8, 248–258.
- Coulombe, D., Sirois, L., Pare, D., 2017. Effect of harvest gap formation and thinning on soil nitrogen cycling at the boreal-temperate interface. *Canadian Journal of Forest Research* 47, 308–318. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0301>
- Dahlgren, R., Driscoll, C., 1994. The Effects of Whole-Tree Clear-Cutting on Soil Processes at the Hubbard-Brook-Experimental-Forest, New-Hampshire, Usa. *Plant and Soil* 158, 239–262. <https://doi.org/10.1007/BF00009499>
- Deval, C., Brooks, E., Gravelle, J., Link, T., Dobre, M., Elliot, W., 2021. Long-term response in nutrient load from commercial forest management operations in a mountainous watershed. *Forest Ecology and Management* 494. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119312>
- Eshleman, K., 2000. A linear model of the effects of disturbance on dissolved nitrogen leakage from forested watersheds. *Water Resources Research* 36, 3325–3335. <https://doi.org/10.1029/2000WR900215>
- Fiala, K., Tuma, I., Holub, P., 2001. Effect of wet depositions on losses of nutrients from soil on deforested areas in the Moravian-Silesian Beskids Mts (the Czech Republic). *Ekologia-Bratislava* 20, 373–381.
- Fiala, K., Tuma, I., Holub, P., Jandak, J., 2005. The role of *Calamagrostis* communities in preventing soil acidification and base cation losses in a deforested mountain area affected by acid deposition. *Plant and Soil* 268, 35–49. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0185-8>
- Fisher, R.F., Binkley, D., 2000. *Ecology and management of forest soils*, J. Wiley&Sons, 3rd edition. ed. New-York.
- Fukuzawa, K., Shibata, H., Takagi, K., Nomura, M., Kurima, N., Fukazawa, T., Satoh, F., Sasa, K., 2006. Effects of clear-cutting on nitrogen leaching and fine root dynamics in a cool-temperate forested

- watershed in northern Japan. *Forest Ecology and Management* 225, 257–261. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.001>
- Gravelle, J., Ice, G., Link, T., Cook, D., 2009. Nutrient concentration dynamics in an inland Pacific Northwest watershed before and after timber harvest. *Forest Ecology and Management* 257, 1663–1675. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.017>
- Hope, G., Prescott, C., Blevins, L., 2003. Responses of available soil nitrogen and litter decomposition to openings of different sizes in dry interior Douglas-fir forests in British Columbia. *Forest Ecology and Management* 186, 33–46. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00241-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00241-X)
- Hopmans, P., Elms, S., 2009. Changes in total carbon and nutrients in soil profiles and accumulation in biomass after a 30-year rotation of *Pinus radiata* on podzolized sands: Impacts of intensive harvesting on soil resources. *Forest Ecology and Management* 258, 2183–2193. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.010>
- Hume, A., Chen, H., Taylor, A., 2018. Intensive forest harvesting increases susceptibility of northern forest soils to carbon, nitrogen and phosphorus loss. *Journal of Applied Ecology* 55, 246–255. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12942>
- Jerabkova, L., Prescott, C., Titus, B., Hope, G., Walters, M., 2011. A meta-analysis of the effects of clearcut and variable-retention harvesting on soil nitrogen fluxes in boreal and temperate forests. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 1852–1870. <https://doi.org/10.1139/X11-087>
- Johnson, D., Trettin, C., Todd, D., 2016. Changes in forest floor and soil nutrients in a mixed oak forest 33 years after stem only and whole-tree harvest. *Forest Ecology and Management* 361, 56–68. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.012>
- Kastendick, D., Zenner, E., Palik, B., Kolka, R., Blinn, C., 2012. Effects of harvesting on nitrogen and phosphorus availability in riparian management zone soils in Minnesota, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 42, 1784–1791. <https://doi.org/10.1139/X2012-127>
- Kellman, L., Kumar, S., Diochon, A., 2014. Soil nitrogen dynamics within profiles of a managed moist temperate forest chronosequence consistent with long-term harvesting-induced losses. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 119, 1309–1321. <https://doi.org/10.1002/2013JG002469>
- Knoepp, J., Taylor, R., Boring, L., Miniati, C., 2015. Influence of Forest Disturbance on Stable Nitrogen Isotope Ratios in Soil and Vegetation Profiles. *Soil Science Society of America Journal* 79, 1470–1481. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.03.0101>
- Kreutzweiser, D., Hazlett, P., Gunn, J., 2008. Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. *Environmental Reviews* 16, 157–179. <https://doi.org/10.1139/A08-006>
- Landmann, G., Augusto, L., Pousse, N., Gosselin, M., Cacot, E., Deleuze, C., Bilger, I., Amm, A., Bilot, N., Boulanger, V., Leblanc, M., Legout, A., Pitocchi, S., Renaud, J.-P., Richter, C., Saint-Andre, L., Schrepfer, L., Ulrich, E., 2018. GERBOISE : Gestion raisonnée de la récolte de Bois Energie Guide de recommandation et Observatoire des pratiques de récolte et évaluation d'outils de flux -. ADEME.
- Lauren, A., Guan, M., Salmivaara, A., Leinonen, A., Palviainen, M., Launiainen, S., 2021. NutSpaFHy-A Distributed Nutrient Balance Model to Predict Nutrient Export from Managed Boreal Headwater Catchments. *Forests* 12. <https://doi.org/10.3390/f12060808>
- Lauren, A., Heinonen, J., Koivusalo, H., Sarkkola, S., Tattari, S., Mattsson, T., Ahtiainen, M., Joensuu, S., Kokkonen, T., Finer, L., 2009. Implications of Uncertainty in a Pre-treatment Dataset when Estimating Treatment Effects in Paired Catchment Studies: Phosphorus Loads from Forest Clearcuts. *Water Air and Soil Pollution* 196, 251–261. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9773-1>

- Lauren, A., Koivusalo, H., Kokkonen, T., Karvonen, T., Finer, L., 2005. Modeling Impacts Of Forest Management Practices On Water And Nitrogen Fluxes Within A First-Order Catchment, in: Zenger, A., Argent, R. (Eds.), . Presented at the MODSIM 2005: International congress on modelling and simulation: Advances and applications for management and decision making, pp. 2123–2129.
- Legout, A., Hansson, K., van der Heijden, G., Laclau, J., Mareschal, L., Nys, C., Nicolas, M., Saint-Andre, L., Ranger, J., 2020. Chemical fertility of forest ecosystems. Part 2: Towards redefining the concept by untangling the role of the different components of biogeochemical cycling. *Forest Ecology and Management* 461. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117844>
- Legout, A., Nys, C., Picard, J., Turpault, M., Dambrine, E., 2009. Effects of storm Lothar (1999) on the chemical composition of soil solutions and on herbaceous cover, humus and soils (Fougeres, France). *Forest Ecology and Management* 257, 800–811. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.012>
- McHale, M., Burns, D., Lawrence, G., Murdoch, P., 2007. Factors controlling soil water and stream water aluminum concentrations after a clearcut in a forested watershed with calcium-poor soils. *Biogeochemistry* 84, 311–331. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9124-0>
- McLaughlin, J., Phillips, S., 2006. Soil carbon, nitrogen, and base cation cycling 17 years after whole-tree harvesting in a low-elevation red spruce (*Picea rubens*)-balsam fir (*Abies balsamea*) forested watershed in central Maine, USA. *Forest Ecology and Management* 222, 234–253. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.033>
- Mupepele, A., Dormann, C., 2017. Influence of Forest Harvest on Nitrate Concentration in Temperate Streams-A Meta-Analysis. *Forests* 8. <https://doi.org/10.3390/f8010005>
- Mushinski, R., Gentry, T., Dorosky, R., Boutton, T., 2017. Forest harvest intensity and soil depth alter inorganic nitrogen pool sizes and ammonia oxidizer community composition. *Soil Biology & Biochemistry* 112, 216–227. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.05.015>
- Neal, C., 2002. Assessing environmental impacts on stream water quality: the use of cumulative flux and cumulative flux difference approaches to deforestation of the Hafren Forest, mid-Wales. *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 421–432. <https://doi.org/10.5194/hess-6-421-2002>
- Neal, C., Reynolds, B., Neal, M., Pugh, B., Hill, L., Wickham, H., 2001. Long-term changes in the water quality of rainfall, cloud water and stream water for moorland, forested and clear-felled catchments at Plynlimon, mid-Wales. *Hydrology and Earth System Sciences* 5, 459–476. <https://doi.org/10.5194/hess-5-459-2001>
- O’Driscoll, C., O’Connor, M., Asam, Z., de Eyto, E., Poole, R., Rodgers, M., Zhan, X., Nieminen, M., Xiao, L., 2014. Whole-tree harvesting and grass seeding as potential mitigation methods for phosphorus export in peatland catchments. *Forest Ecology and Management* 319, 176–185. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.011>
- Palviainen, M., Finer, L., Lauren, A., Launiainen, S., Piirainen, S., Mattsson, T., Starr, M., 2014. Nitrogen, Phosphorus, Carbon, and Suspended Solids Loads from Forest Clear-Cutting and Site Preparation: Long-Term Paired Catchment Studies from Eastern Finland. *Ambio* 43, 218–233. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0439-x>
- Palviainen, M., Finer, L., Lauren, A., Mattsson, T., Hogbom, L., 2015. A method to estimate the impact of clear-cutting on nutrient concentrations in boreal headwater streams. *Ambio* 44, 521–531. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0635-y>
- Peraza-Castro, M., Ruiz-Romera, E., Meaurio, M., Sauvage, S., Sanchez-Perez, J., 2018. Modelling the impact of climate and land cover change on hydrology and water quality in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain). *Ecological Engineering* 122, 315–326. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.016>

- Prescott, C., Hope, G., Blevins, L., 2003. Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high-elevation spruce-fir forest. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 33, 2210–2220. <https://doi.org/10.1139/X03-152>
- Prest, D., Kellman, L., Lavigne, M., 2014. Mineral soil carbon and nitrogen still low three decades following clearcut harvesting in a typical Acadian Forest stand. *Geoderma* 214, 62–69. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.10.002>
- Ranger, J., Bonnaud, P., Bouriaud, O., Gelhaye, D., Picard, J., 2008. Effects of the clear-cutting of a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) plantation on chemical soil fertility. *Annals of Forest Science* 65. <https://doi.org/10.1051/forest:2008001>
- Ranger, J., Loyer, S., Gelhaye, D., Pollier, B., Bonnaud, P., 2007. Effects of the clear-cutting of a Douglas-fir plantation (*Pseudotsuga menziesii* F.) on the chemical composition of soil solutions and on the leaching of DOC and ions in drainage waters. *Annals of Forest Science* 64, 183–200. <https://doi.org/10.1051/forest:2006103>
- Reuss, J., Johnson, D., 1985. Effect of Soil Processes on the Acidification of Water by Acid Deposition. *Journal of Environmental Quality* 14, 26–31. <https://doi.org/10.2134/jeq1985.00472425001400010005x>
- Reynolds, P., Thevathasan, N., Simpson, J., Gordon, A., Lautenschlager, R., Bell, W., Gresch, D., Buckley, D., 2000. Alternative conifer release treatments affect microclimate and soil nitrogen mineralization. *Forest Ecology and Management* 133, 115–125. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00302-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00302-3)
- Richardson, J., Petrenko, C., Friedland, A., 2017. Base cations and micronutrients in forest soils along three clear-cut chronosequences in the northeastern United States. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 109, 161–179. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9876-4>
- Rodgers, M., O'Connor, M., Healy, M., O'Driscoll, C., Asam, Z., Nieminen, M., Poole, R., Muller, M., Xiao, L., 2010. Phosphorus release from forest harvesting on an upland blanket peat catchment. *Forest Ecology and Management* 260, 2241–2248. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.037>
- Schelker, J., Sponseller, R., Ring, E., Hogbom, L., Lofgren, S., Laudon, H., 2016. Nitrogen export from a boreal stream network following forest harvesting: seasonal nitrate removal and conservative export of organic forms. *Biogeosciences* 13, 1–12. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1-2016>
- Slesak, R., Schoenholtz, S., Harrington, T., Meehan, N., 2011. Initial Response of Soil Carbon and Nitrogen to Harvest Intensity and Competing Vegetation Control in Douglas-Fir (*Pseudotsuga menziesii*) Plantations of the Pacific Northwest. *Forest Science* 57, 26–35.
- Stottlemeyer, R., Troendle, C., 1999. Effect of subalpine canopy removal on snowpack, soil solution, and nutrient export, Fraser Experimental Forest, CO. *Hydrological Processes* 13, 2287–2299. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199910\)13:14/15<2287::AID-HYP883>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199910)13:14/15<2287::AID-HYP883>3.0.CO;2-F)
- Vangansbeke, P., De Schrijver, A., De Frenne, P., Verstraeten, A., Gorissen, L., Verheyen, K., 2015. Strong negative impacts of whole tree harvesting in pine stands on poor, sandy soils: A long-term nutrient budget modelling approach. *Forest Ecology and Management* 356, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.028>
- Webster, J., Knoepp, J., Swank, W., Miniati, C., 2016. Evidence for a Regime Shift in Nitrogen Export from a Forested Watershed. *Ecosystems* 19, 881–895. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9974-1>
- Zabowski, D., Ugolini, F., 1990. Lysimeter and Centrifuge Soil Solutions - Seasonal Differences Between Methods. *Soil Science Society of America Journal* 54, 1130–1135. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400040035x>

Zeller, B., Recous, S., Kunze, M., Moukouri, J., Colin-Belgrand, M., Bienaime, S., Ranger, J., Dambrine, E., 2007. Influence of tree species on gross and net N transformations in forest soils. *Annals of Forest Science* 64, 151–158. <https://doi.org/10.1051/forest:2006099>

Volet 1 | Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Question 5. Le système coupe rase-renouvellement occasionne-t-il des pertes majeures de carbone dans les sols ?

Sommaire

5.1 Contexte et problématique	289
5.1.1 Rôle de la forêt dans le bilan carbone de la France	289
5.1.2 Rôle du carbone dans le fonctionnement du sol	289
5.2 Glossaire	290
5.3 Matériel et méthodes	290
5.4 Réponses à la question posée	291
5.4.1 Effets globaux de la récolte par coupe rase.....	291
5.4.2 Variation des impacts de la récolte par coupe rase au sein des différentes couches du sol.....	292
5.4.2.1 Couche de litière (« <i>Forest floor</i> »).....	292
5.4.2.2 Couche minérale de surface (« <i>Topsoil</i> »)	292
5.4.3 Sources de variation entre les études.....	294
5.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations	294
5.5.1 Besoins de recherche.....	294
5.5.1.1 Réponse dans l'espace et dans le temps	294
5.5.1.2 Stabilité des différentes formes de carbone	294
5.5.2 Pistes de recommandations	294
5.6 Références bibliographiques	295

Rédacteurs

Laurent **Augusto**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France

Fabrice **Bureau**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV USC INRAE, Rouen (76), France

Contributeur

Lauric **Cécillon**, INRAE, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV, Rouen (76), France

5.1 Contexte et problématique

5.1.1 Rôle de la forêt dans le bilan carbone de la France

Les écosystèmes forestiers sont aujourd'hui considérés comme un moyen d'atténuer le changement climatique global par leur capacité à séquestrer le carbone (C) atmosphérique dans les arbres mais aussi dans le sol (Le Quéré *et al.*, 2018 ; Pugh, 2019). Le puits de carbone de la forêt est comptabilisé par l'inventaire national des émissions de gaz à effet de serre (GES) dans le secteur « Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie (UTCATF) ». En 2019, ce puits estimé à 51,1 MtCO₂eq (dont 50,8 MtCO₂eq pour les forêts métropolitaines) correspondait ainsi à une séquestration d'environ 11 % des émissions de GES des autres secteurs (ADEME, 2021). L'étude 4P1000 a montré le rôle crucial des sols forestiers comme réservoir et puits de carbone, en accumulant en moyenne 0,35 tC/ha/an.

5.1.2 Rôle du carbone dans le fonctionnement du sol

Le stockage du C dans les sols forestiers est une composante importante du cycle global du carbone et est important pour le maintien de la productivité des forêts. Le C organique intervient dans les propriétés physiques (association organominérale, structuration), chimiques (fertilité minérale) et biologiques (ressource nutritive). **Le cycle du carbone n'est donc pas uniquement un enjeu de**

séquestration, mais aussi le support de fonctions écologiques et de services importants de l'écosystème.

5.2 Glossaire

Débris ligneux (« *Coarse woody debris* » des anglo-saxons) : ensemble des débris végétaux de grande taille (cimes cassées, troncs d'arbres couchés, grosses branches) présents à la surface des sols.

Litières (« *Forest floor* » des anglo-saxons) : ensemble des couches organiques présentes à la surface des sols forestiers. Elles comprennent les débris végétaux récemment tombés des canopées (feuilles ou aiguilles, brindilles et petites branches), qui constituent la couche OL de la nomenclature pédologique en vigueur (Référentiel pédologique 2008). Dans certaines conditions, la litière au sol peut contenir des couches de matières organiques à des stades plus ou moins avancés de décomposition (couches OF et OH). Il est à noter que ces différentes combinaisons de couches de litière définissent le « type d'humus », qui lui-même est un indicateur de la rapidité de décomposition des matières organiques.

Carbone organique du sol ou COS (SOC pour « *Soil organic C* ») : ensemble des formes organiques présentes dans le sol. Par convention, le COS inclut le carbone des microorganismes (qui n'en représente qu'une partie très faible), mais pas le carbone des organismes vivants macroscopiques.

5.3 Matériel et méthodes

L'expertise ne portant pas que sur le carbone du sol mais aussi sur son fonctionnement, d'autres variables ont été prises en compte. Toutefois, afin d'assurer un corpus bibliographique de taille suffisante et afin de rendre faisable l'expertise dans les délais impartis, seuls deux critères supplémentaires ont été retenus : la masse volumique des sols (généralement appelée densité apparente ou *bulk density* ; kg dm⁻³) qui informe sur d'éventuels effets sur la structure des sols (tassements en cas d'augmentation), et le pH des sols qui rend compte de possibles effets d'acidification et de pertes en certains cations (K, Ca, Mg) nécessaires au bon fonctionnement biogéochimique.

La recherche bibliographique a ainsi été réalisée à l'aide du Web of Science le 30 novembre 2021 avec la requête :

"TS = (forest* OR forêt* OR wald*) AND TS = (clearcut* OR clear-cut* OR clear-fell* OR clearfell* OR "clearcut logging" OR "Patch cut*" OR "Strip cut*" OR "row cut*" OR "strip fell*" OR "one-cut shelterwood" OR "one-step overstory removal" OR "coupe rase" OR "coupe à blanc" OR "blanc-étoc" OR "blanc etoc" OR "CPRS" OR "coupe avec protection de la régénération et des sols" OR "Kahlschlag" OR "Saumhieb" OR "Saumschlag" OR "shelterwood, progressive cut" OR "Extended shelterwood" OR "Extended irregular shelterwood" OR "Slow or delayed regeneration" OR "Reserved shelterwood" OR "Deferment cutting" OR "coupe* progressive" OR "coupe d'ensemencement" OR "coupe secondaire" OR "coupe finale" OR "Coupe progressive irrégulière à régénération lente" OR "CPI-RL" OR "Selection fell*" OR "selection management" OR "selection cut*" OR "Uneven-Aged forestry" OR "continuous cover forestry" OR "group selection cut*" OR "gap fell*" OR "Single tree selection cut*" OR "Single tree selection fell*" OR "irregular shelterwood" OR "delayed shelterwood" OR "reserved shelterwood" OR "extended shelterwood" OR "Femelschlag" OR "Expending-gap irregular shelterwood" OR "Irregular group shelterwood" OR "Bavarian shelterwood" OR "Continuous cover irregular shelterwood" OR "Swiss or Baden Shelterwood" OR "coupe progressive irrégulière" OR "coupe jardinatoire" OR "coupe par trouée*" OR "Plenterwald" OR "Dauerwald" OR "Plenterung" OR "coppice" OR "coppice with standard*" OR "coppice-with-standard*" OR "taillis" OR "TSF" OR "taillis-sous-futaie" OR "recépage" OR "rajeunissement" OR "Undergrowth cutting" OR "coupe* d'abri" OR "Seed tree system" OR "Seed cutting" OR "Reserve cutting" OR "deferment harvest" OR "Coupe avec semenciers" OR "coupe rase avec semenciers" OR "coupe rase avec rétention") AND TS = ("soil carbon" OR "soil organic carbon" OR "soil organic matter" OR "soil ph" OR "soil bulk density" OR "carbone du sol" OR "carbone organique du sol" OR "matière organique du sol" OR "pH du sol" OR "densité apparente du sol" OR "bodenkohlenstoff" OR "organischer bodenkohlenstoff" OR "organische bodensubstanz" OR "pH boden" OR "bodenschüttdichte")".

Cette requête a donné 485 résultats. Les paramètres étudiés, avant et après coupe, dans le cadre de cette expertise sont les suivants : (1) pH ; (2) densité apparente ; (3) quantité de débris ligneux (« *coarse woody debris* ») ; (4) teneur ou stock de C des horizons organiques de litière (horizons O des pédologues ; « *forest floor* ») ; (5) teneur ou stock de C des horizons minéraux du sol selon trois profondeurs (sol superficiel sur 0-10 cm ; sol intermédiaire sur 10-30 cm et sol profond à plus de 30 cm).

La lecture des titres et des résumés a permis une première sélection de publications jugées pertinentes car centrées sur l'incidence de la phase de renouvellement des peuplements forestiers, par coupe rase et autres types de coupes (progressive, jardinée, etc.), sur le carbone du sol. À ce stade, 166 publications ont été retenues. La lecture plus approfondie de ces publications a conduit à ne retenir que 34,9 % d'entre elles jugées les plus pertinentes pour l'expertise et correspondant à **54 publications originales et quatre méta-analyses ou articles de synthèse**. Les publications utilisées dans une précédente expertise (Achat et al. 2015) ont également été prises en compte, ce qui a permis d'ajouter **17 publications supplémentaires**. Les **71 publications retenues** ont été passées en revue pour renseigner les descripteurs suivants : (1) localisation géographique et climat des sites ; (2) type de sol et texture ; (3) structure, diversité, composition du peuplement avant et après coupe ; (4) type de coupe, dessouchage et travail du sol (surface et type) ; (5) type de régénération ; (6) temps écoulé depuis la coupe ; et (7) le type de coupe (voir la section méthodologique sur les requêtes bibliographiques). Sur ce dernier descripteur il est à noter que si les données disponibles étaient relativement abondantes pour les coupes rases dites « à blanc », elles ne permettaient pas de faire une analyse statistique suffisamment fiable pour chacun des autres types de coupe rase. En conséquence, ces autres types de coupes rases ont été regroupés dans une même catégorie dite « autres coupes ».

Les effets des coupes ont été évalués quantitativement, en notant pour chaque paramètre mentionné ci-dessus leur valeur avant et après coupe. Cette méthodologie permet de détecter si une augmentation significative, une diminution significative ou une stabilité de la teneur ou du stock de carbone du sol des sites étudiés est enregistrée par rapport à son niveau avant coupe (approche diachronique) ou par rapport à un témoin n'ayant pas subi de coupe rase (approche synchronique).

5.4 Réponses à la question posée

5.4.1 Effets globaux de la récolte par coupe rase

En moyenne, la coupe rase ne change pas sensiblement le pH du sol et induit une légère augmentation de sa densité apparente (+ 6 % ; hors zones de passage d'engins). **La coupe rase entraîne en moyenne une diminution des stocks de carbone dans le sol, les pertes de carbone²⁰³ les plus importantes se produisant dans les horizons organiques de litière (- 28 %) et la couche minérale supérieure (- 10 %). Les changements dans les couches plus profondes varient fortement en fonction du contexte et sont en moyenne non significatifs (≈ 0 %)**. Les quantités de débris ligneux augmentent en moyenne après la coupe (+ 7 %), mais avec des fluctuations énormes en fonction du contexte (probablement en lien avec les pratiques locales d'abattage, de récolte incluant une exportation de rémanents plus ou moins forte, et de renouvellement du peuplement). L'ensemble de ces résultats est globalement en accord avec les articles de synthèse et les méta-analyses déjà parus sur le même thème (Achat *et al.*, 2015b ; Hume *et al.*, 2018 ; Mayer *et al.*, 2020 ; Nave *et al.*, 2010). Compte-tenu des stocks de carbone

²⁰³ Le carbone peut être "perdu" en étant (i) minéralisé ce qui libère du CO₂ ("vraie" perte), (ii) enfoui plus en profondeur ("fausse" perte), ou encore (iii) entraîné vers les eaux sous forme de carbone organique dissout (perte pour le sol mais pas forcément pour la biosphère).