

**EFFETS DE QUELQUES MODES DE GESTION DE LA  
VÉGÉTATION DANS LES EMPRISES DE LIGNES DE  
TRANSPORT D'ÉLECTRICITÉ SUR LA BIODIVERSITÉ**

**Par**

**Etienne Y. Kachaka, PhD**

**Supervision**

**Jérôme Cimon-Morin, PhD**

**Alison Munson, PhD**

**Août 2024**



## Résumé exécutif

- La végétation des emprises de lignes de transport d'électricité est avant tout gérée pour que celle-ci n'entrave pas le bon fonctionnement du réseau électrique. Bien qu'elle ne constitue pas une aire de conservation de la biodiversité, cette végétation a tout de même le potentiel d'abriter, dans bien des cas, une plus grande diversité spécifique ainsi qu'une plus grande abondance en espèces que les lisières et les forêts adjacentes.
- La littérature consultée ne nous permet pas de dire qu'il existe un mode de gestion de la végétation plus favorable à la biodiversité qu'un autre parmi ceux qui ont été abordés dans ce travail, à savoir les coupes manuelle et mécanique ainsi que l'application d'herbicides.
- Les végétations présentes dans les emprises de lignes de transport d'électricité sont différentes notamment en ce qui concerne leur composition, leur structure ou encore leur âge. De ce fait, les effets des modes de gestion sur la végétation seront différents en fonction du milieu considéré (écosystèmes forestiers de feuillus, de conifères ou mixte).
- Il est important de rester prudent dans l'interprétation des résultats des études concernant les effets de la gestion de la végétation dans les emprises et ne pas les généraliser. Un mode de gestion peut être favorable à un taxon et ne pas l'être pour un autre.
- Selon les résultats, il ne serait pas possible d'établir un plan standard de gestion de la végétation dans les emprises. Par conséquent, le choix du mode de gestion devrait tenir compte de l'écosystème initial (avant l'installation de l'emprise ou de l'écosystème forestier adjacent) entre autres de sa biodiversité, sa composition, sa structure ou encore de son âge afin d'élaborer le mode de gestion qui permettra de maintenir, voire d'augmenter des taxons qui seront utilisés comme des bioindicateurs.



## Table des matières

<b>RESUME EXECUTIF</b>	<b>2</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b>	<b>5</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b>	<b>6</b>
<b>INTRODUCTION</b>	<b>8</b>
<b>PARTIE 1. GESTION DE LA VEGETATION DANS LES EMPRISES DE TRANSPORT D'ELECTRICITE ET BIODIVERSITE</b>	<b>11</b>
<b>1.1 MODES DE GESTION DE LA VEGETATION</b>	<b>11</b>
1.1.1 LA COUPE MANUELLE	11
1.1.2 LA COUPE MÉCANISÉE	12
1.1.3 LES HERBICIDES	12
<b>1.2 VEGETATION DES EMPRISES ET LA BIODIVERSITE</b>	<b>16</b>
1.2.1 LA COUPE TOTALE (COUPE A BLANC) DE LA VEGETATION DANS LES EMPRISES ET SES EFFETS SUR LA BIODIVERSITE	21
1.2.2 EFFET DES COUPES RECURRENTES DE LA VEGETATION DES EMPRISES FEUILLUES SUR LA BIODIVERSITE	27
1.2.3 EFFET DE L'APPLICATION DES HERBICIDES SUR LA BIODIVERSITE DANS LES EMPRISES	29
1.2.4 EFFETS DES DIFFERENTS MODES DE GESTION DE LA VEGETATION DES EMPRISES SUR LA BIODIVERSITE	34
<b>PARTIE 2. DISCUSSION GENERALE</b>	<b>39</b>
QUESTION 1. EXISTERAIT-IL UN MODE DE GESTION DE LA VEGETATION DANS LES EMPRISES DE LIGNES DE TRANSPORT D'ELECTRICITE QUI SERAIT SUSCEPTIBLE DE NUIRE OU DE FAVORISER LA BIODIVERSITE ?	39
QUESTION 2. EST-CE QUE LES ACTIVITES DE MAITRISE DE LA VEGETATION DANS LES EMPRISES DE TRANSPORT D'ELECTRICITE ONT UN IMPACT DIFFERENT SUR LA BIODIVERSITE SELON QU'ELLES SONT PRATIQUEES EN FORETS DE CONIFERES, MIXTES OU FEUILLUES ?	45
QUESTION 3. EST-CE QUE LE TYPE D'ENTRETIEN DE LA VEGETATION A UNE INFLUENCE SUR LA SUCCESSION VEGETALE, EN PARTICULIER S'IL A LIEU APRES LE DEBOISEMENT INITIAL ?	51
<b>CONCLUSION</b>	<b>59</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE</b>	<b>60</b>

## Liste des tableaux

Tableau 1. Quelques herbicides régulateurs de croissance couramment utilisés.....	13
Tableau 2. Nombre d'abeilles et d'espèces d'abeilles collectées dans les prairies ainsi que les emprises. Individuals : , nombre d'individus (abeilles) ; Species : nombre des différentes espèces d'abeilles inventoriées ; Genera : genres des différentes espèces d'abeilles inventoriées (Tableau tiré de Russell et al., 2005) .....	20
Tableau 3. Nombre de coléoptères dans les emprises et dans les forêts. Power-line corridor : emprises ; Forest : forêt. DE (détritivores généraux), DW (détritivores mangeurs de bois mort), FU (fongivores), HB (herbivores), LW (mangeurs de bois vivant), PR (prédateurs) et NA (fonction écologique inconnue). (Tableau tirée de Mikalsen, 2012) .....	26
Tableau 4. Structure et diversité des communautés des plantes dans les emprises, les lisières et la forêt. Corridor : emprise ; Edge : lisière ; Interior : forêt d'intérieur. Stem density : densité des tiges ; Basal area surface terrière ; Diversity : diversité ; Richness species : richesse spécifique (tableau tiré de Luken et al., 1991).....	27
Tableau 5. Couvertures d'arbustes, d'herbes et d'arbres dans les différentes emprises. Basal R-O-W : emprise avec traitement d'herbicide basal ; Stem-foliair R-O-W : emprise avec traitement d'herbicide sur les feuilles et les tiges.. Shrubs : arbustes ; Herbs : herbes ; Trees : arbres (Tableau tiré de Dreyer et Niering, 1986).....	32
Tableau 6. Changement dans la composition de la végétation d'une emprise après application d'herbicide. Right-of-way : emprise ; Vegetation variable : variables de la végétation ; Untreated : aucun traitement ; Treated : traitement reçu (Tableau tiré de Marshall et Vandruff, 2002).....	33
Tableau 7. Quelques effets positifs des différents modes de gestion de la végétation des emprises sur la biodiversité.....	35
Tableau 8. Résumé des oiseaux nichant sur chacune des trois emprises en 1991 et 1992. ROW treatment : traitements dans les emprises ; Handcut : coupe manuelle ; Selective basal spray : traitement sélectif d'herbicide basal ; Mowing plus herbicide : tonte et herbicide ; Avg. : moyenne (Tableau tiré de Bramble et al.,1994).....	40
Tableau 9. Abondance des petits mammifères (nombre total d'individus capturés X 100/nombre de pièges dans chaque communauté) dans les communautés situées à l'intérieur et à proximité d'une emprise de ligne électrique de 91 m de large dans l'est du Tennessee. Hardwood : feuillus ; Pinus : conifères ; Forest : forêt ; Edge : lisière ; ROW : emprise. (Tableau tiré de Johnson et al., 1979).....	46

## Liste des figures

Figure 1. Répartition des études sur la biodiversité des espaces verts informels analysées par Rupprecht et al. (2015) (Figure tirée de Rupprecht et al., 2015).....	16
Figure 2. Exemples des trois types de végétation entretenues dans les emprises : A) Prairie ; B) Vieux champ; C) Pelouse (figure tirée de Garfinkel et al., 2023).....	18
Figure 3. La biodiversité de plusieurs taxons variait considérablement selon les types de végétation entretenues. La biodiversité a été mesurée en tant que richesse spécifique pour tous les taxons autres que les insectes pollinisateurs (A), pour lesquels elle a été mesurée en nombre de genres. La richesse en espèces de lépidoptères est indiquée en (B), la richesse en espèces végétales en (C), richesse en espèces végétales indigènes en (D), oiseaux détectés à moins de 100 m du point d'écoute en (E), et les oiseaux détectés à moins de 100 m du point d'écoute qui se trouvaient également dans le couloir en (F). Les lettres minuscules au-dessus des boîtes à moustaches indiquent des différences significatives à $\alpha=0,05$ . Residential yard : pelouses résidentielles ; Mown corridor : pelouse ; Old-field corridor : vieux champs ; Prairie corridor : Prairies (Figure tirée de Garfinkel et al., 2022). .....	19
Figure 4. Richesse spécifique et diversité végétale des parcelles :1 forêt ; 2–3 lisière de forêt (1ère et 2e années) ; 4–5–6 coupes à blanc (1ère à 3ème année) (Figure tirée de Çoban et al., 2019). .....	22
Figure 5. Spectre de formes de vie de traits sur la zone coupée à blanc (phanérophytes et les chamaephytes sont donnés comme pourcentage de couverture alors que pour les autres il s'agit d'une fréquence) (Figure tirée de Çoban et al., 2019). .....	23
Figure 6. Couverture des espèces ligneuses et herbes envahissantes (A) et peu envahissantes (B) (Figure tirée de Çoban et al., 2019).....	24
Figure 7. Densités moyennes de jeunes arbres et de semis d'espèces de certains arbres dans les emprises, les lisières et les forêts. Les moyennes avec des lettres différentes sont significativement ( $P < 0,05$ ). Corridor : emprise ; Forest edge : lisière ; Forest interior : forêt d'intérieur. Mean stem density : densité moyenne des tiges ; Species : espèces (Figure tirée de Luken et al., 1991). .....	28
Figure 8. Abondance des abeilles suivant les différents traitements d'herbicides. Bee abundance : abondance des abeilles ; (Figure tirée de Russo et al., 2021).....	31
Figure 9. Densité des semis d'arbres en tant que fonction du pourcentage de couvert arbustif sur les emprises dont la végétation est traitée à l'herbicide basal et foliaire. Basal :emprise avec traitement d'herbicide basal ; Stem-foliair : emprise avec traitement d'herbicide sur les feuilles et les tiges (Figure tirée de Dreyer et Niering, 1986). .....	33
Figure 10. Différentes coupes dans les emprises (coupe et coupe avec ramassage) Uncut : emprise non coupée ; Cut : emprise coupée ; Cut-remove : emprise coupée avec ramassage de débris (Figure tirée de Steinert et al., 2018).....	41
Figure 11. Densité cumulative de toute la végétation ligneuse sur le site au printemps 1985 et aux automnes 1986, 1988 et 1990, estimée à l'aide de quadrats de 1 x 1 m. (Figure tirée de Brown, 1994).....	52
Figure 12. Contribution des semis et des rejets (et des drageons) à la densité des quatre principaux arbres du site entre le printemps 1985 et les automnes 1986, 1988 et 1990, estimée à l'aide de quadrats de 1X 1 m (Figure tirée de Brown, 1994). .....	53

Figure 13. Nombre moyen de pousses (ou drageons) associées aux souches survivantes situées de façon permanente dans les chutes de 1985 à 1990. Stem Number Stump : nombre de tiges par souche (Figure tirée de Brown, 1994). ..... 54

Figure 14. Boîtes à moustaches pour les valeurs observées de dix variables de réponse des plantes, mesurées dans des parcelles placées respectivement au centre de la clairière de la ligne électrique (C) et à l'intérieur de la forêt (Fi) à 100 m de la forêt adjacente. Les mesures de richesse et de diversité sont calculées à partir de la richesse additionnée pour cinq sous-parcelles de 1 m<sup>2</sup> dans chaque parcelle (Fig. 1), et les mesures de couverture sont la moyenne de cinq sous-parcelles. Les losanges indiquent les moyennes observées. Les astérisques indiquent les niveaux de signification (\*\*P < 0,0001, \*P < 0,001) pour les comparaisons par paires des moyennes des habitats. n.s. = aucune différence significative. (Figure tirée de Eldegard et al., 2017). ..... 57

## Introduction

La gestion de la végétation à l'intérieur des emprises de lignes de transport d'électricité représente une activité primordiale dont dépendent le bon fonctionnement ainsi que la fiabilité du réseau électrique tout entier (Richardson et al., 2017 ; Eyitayo et McCarthy, 2020 ; Garfinkel et al., 2022). En effet, des conflits peuvent survenir entre la végétation et les lignes de transport d'énergie, car les arbres trop hauts ou alors qui se développent à proximité des fils conducteurs peuvent entraîner des conditions dangereuses voire des pannes d'électricité (Nowak et Ballard, 2005 ; Paschal, 2014). Le contact direct entre les fils conducteurs et les arbres n'est pas toujours nécessaire pour que la cohabitation entre les deux constitue un danger. Une végétation trop proche d'une ligne électrique peut conduire à la création d'un arc électrique et entraîner l'électrisation ou même l'électrocution des personnes situées à proximité (Hydro-Québec, 2013 ; Paschal, 2014). L'arc électrique peut également provoquer un incendie, notamment lorsqu'il s'agit de lignes électriques de moyenne et de haute tension (tension > à 20 kV dans l'étude consultée), mais également des pannes d'électricité (Feintuch et Lenci, 1974 ; Paschal, 2014). Il est un fait que les arbres figurent parmi les principales causes des pannes dans les systèmes de transport et de distribution électrique (Cerrai et al., 2019). En 2003, par exemple, la panne d'électricité qui avait affecté 50 millions de personnes dans le Nord-est américain, incluant les États-Unis et le Canada, était essentiellement causée par un conflit entre les arbres et les conducteurs électriques des emprises (Johnstone, 2008 ; Paschal, 2014). Les travaux de Cerrai et al. (2019), effectués dans le nord-est des États-Unis, rapportent qu'une gestion de la végétation consistant essentiellement à supprimer les arbres situés à moins de 2,5 m sur le côté et 3 m en dessous des fils des lignes de distribution situées dans les milieux forestiers tout comme dans ceux urbanisés, accompagné d'un élagage des arbres, aurait permis de réduire les pannes électriques de 16 % à 48 % entre 2005 et 2017.

Il existe de nombreuses méthodes (aussi appelé « mode » dans ce document) de gestion de la végétation dans les emprises des lignes de transport électriques, notamment la tonte, l'élagage, la pulvérisation localisée ou générale d'herbicides ou encore la combinaison de ces techniques (Garfinkel et al., 2022 ; 2023). La méthode de gestion de la végétation n'est



que l'une des principales composantes de la « maîtrise de la végétation ». Par exemple, l'intervalle de retour de ces méthodes, la sévérité, la saisonnalité et la gestion des résidus de coupe constituent d'autres principales composantes. En raison des multiples méthodes de gestion de la végétation existantes ainsi que des différents paysages traversés par les lignes électriques, la végétation dans les emprises peut prendre différentes formes et être plus ou moins similaire à celle d'origine (Eyitayo et McCarthy, 2020 ; Garfinkel et al., 2023). Les emprises des lignes de transport électriques sont des espaces verts informels qui sont omniprésents dans les paysages urbains et suburbains et, de ce fait, ces vastes étendues de végétation couvrent une superficie non négligeable et ont le potentiel de fournir des bénéfices importants à la société sous la forme de services écologiques en plus de constituer des habitats pour la biodiversité (Russo et al., 2021 ; Garfinkel et al., 2022 ; Garfinkel et al., 2023). En effet, en fonction du mode de gestion de leur végétation, les emprises des lignes électriques peuvent abriter une diversité végétale plus ou moins importante, notamment en comparaison avec les écosystèmes forestiers adjacents (Eyitayo et McCarthy, 2020), mais également fournir un habitat aux abeilles (Russell et al., 2005 ; Wagner et al., 2014), aux papillons (Berg et al., 2013), aux oiseaux (Marshall et Vandruff, 2002), ainsi qu'à plusieurs autres espèces (Richardson et al., 2017 ; Russo et al., 2021). Par conséquent, le mode de gestion de la végétation dans les emprises des lignes de transport d'électricité est un facteur déterminant afin d'atténuer les impacts sur la biodiversité, tout en s'assurant que cette gestion de la végétation soit faite de manière à ce qu'elle ne perturbe pas le bon fonctionnement du réseau électrique (Garfinkel et al., 2023). Cependant, il n'y a pas de réponse cohérente dans la littérature quant à savoir quelle est la meilleure stratégie de gestion de la végétation pour la biodiversité dans son ensemble, car elle peut être spécifique au taxon et au contexte (Richardson et al., 2017 ; Garfinkel et al., 2022).

C'est dans ce contexte que s'inscrit la présente revue de la littérature. Elle a été établie dans le but de faire une synthèse des connaissances concernant les effets des différentes méthodes de gestion de la végétation dans les emprises de transport d'électricité sur la biodiversité tout en répondant aux trois questions suivantes : i) Existe-t-il un mode de gestion de la végétation dans les emprises des transports d'électricité qui serait susceptible de nuire ou de favoriser la biodiversité ? ; ii) Est-ce que les activités de maîtrise de la

végétation dans les emprises de transport d'électricité ont un impact différent selon qu'elles sont pratiquées en forêts de conifères, mixtes ou feuillues ? et iii) Est-ce que le type d'entretien de la végétation a une influence sur la succession végétale, en particulier, suite au déboisement initial ? Cette revue de littérature traditionnelle (ou narrative) n'est pas une revue systématique ou encore moins une méta-analyse, bien qu'elle ait emprunté quelques étapes de la démarche de ces dernières, notamment dans la recherche des documents. Le travail comporte deux parties. Précédée d'une introduction, la première partie fournit des informations générales concernant les impacts de la gestion de la végétation dans les emprises sur la biodiversité. La deuxième partie, quant à elle, tente de répondre explicitement aux questions soulevées par cette recherche à travers une discussion générale. Une conclusion et des recommandations mettent fin à ce travail.

## **Partie 1. Gestion de la végétation dans les emprises de transport d'électricité et biodiversité**

### **1.1 Modes de gestion de la végétation**

Comme mentionné plus haut, les méthodes d'interventions pour maîtriser la végétation sont nombreuses et elles ne pourront pas toutes être abordées dans ce travail. De plus, ces différentes méthodes peuvent être appliquées seules, mais également en combinaison. Parmi elles figurent la coupe manuelle, la coupe mécanique ou encore l'utilisation d'herbicides (phytociques), et ce sont ces dernières qui ont essentiellement été abordées dans ce travail. Le choix de ces différents modes de gestion de la végétation repose sur le fait qu'ils représentent les principales interventions menées sur la végétation des emprises par Hydro-Québec (Hydro-Québec, 2013).

#### **1.1.1 La coupe manuelle**

Au Québec, Hydro-Québec est responsable de la quasi-totalité de la production d'électricité (Darveau et Bellefleur, 1984) et la gestion de la végétation dans les emprises au Québec est essentiellement faite à travers la coupe manuelle (près de 70 % des interventions) (Hydro-Québec, 2013). Celle-ci consiste à couper, à moins de 10 cm de hauteur, la végétation dite incompatible (essences dépassant 2,5 mètres à maturité), soit celle susceptible d'entraver le bon fonctionnement du réseau de transport d'électricité (Hydro-Québec, 2013). Elle peut être faite à l'aide de débroussailleuses portatives, de haches, de scies à chaînes ou d'autres outils semblables ou à la main. Lors de cette intervention, certains arbustes et les herbacées, dites espèces compatibles, qui ne représentent pas un danger pour le réseau, sont préservés (Hydro-Québec, 2013 ; Paschal, 2014). Les débris des coupes sont la plupart du temps laissés sur le sol ou parfois complètement retirés en fonction des objectifs de gestion (Hydro-Québec, 2013 ; Steinert et al., 2018).

### **1.1.2 La coupe mécanisée**

Elle consiste également à couper, à une hauteur de moins de 10 cm, la végétation incompatible avec le bon fonctionnement du réseau de transport (Hydro-Québec, 2013). Elle est pratiquée à l'aide de porteurs à roues ou à chenilles munis de systèmes de coupe à lames horizontales ou verticales. Au cours de cette intervention, les espèces compatibles sont aussi préservées. Une coupe manuelle autour des supports et des haubans (structures latérales de soutien des poteaux et des pylônes) peut être nécessaire comme intervention complémentaire à la coupe mécanisée (Hydro-Québec, 2013). Comme pour les coupes manuelles, les débris des coupes sont aussi la plupart du temps laissés sur le sol ou parfois complètement retirés en fonction des objectifs de gestion (Hydro-Québec, 2013 ; Steinert et al., 2018).

### **1.1.3 Les herbicides**

La suppression de la végétation à travers les coupes (manuelles ou mécanisée) conduit au développement d'une nouvelle végétation au bout de quelques années. Par conséquent, il est important d'empêcher que des plantes problématiques dominent à nouveau le site. Ce besoin peut être satisfait lorsque les systèmes racinaires de ces plantes deviennent inactifs (Johnstone, 2008 ; Paschal, 2014). D'où le recours aux herbicides qui sont essentiellement des produits chimiques pouvant tuer le système racinaire de certaines plantes et empêcher leur croissance. Dans les années 1950, les sociétés de services publics ont commencé à introduire des herbicides dans leur stratégie de gestion de la végétation. Ces premiers herbicides étaient appliqués de façon aveugle (non sélective), généralement en grande quantité, et ils éliminaient la plupart de la végétation dans les emprises, mais entraînaient également d'éventuels problèmes de contamination de l'environnement (Paschal, 2014). Toutefois, l'application sélective de ces produits peut contrôler efficacement les espèces d'arbres non désirées tout en permettant la croissance de celles qui sont compatibles avec le bon fonctionnement du réseau électrique (Johnstone, 2008). Il existe de nombreux herbicides et ceux-ci peuvent être appliqués sur plusieurs parties des plantes (racines, feuilles, tiges), et ce, selon différents volumes et différentes concentrations (Russo et al., 2021 ; Tableau 1).

Les herbicides peuvent, de ce fait, être classés en deux catégories : les herbicides non sélectifs et les herbicides sélectifs (Gangstad, 2018).

Les herbicides non sélectifs sont des produits chimiques qui éliminent toute la végétation et qui laissent les sols stériles pendant une certaine période, car ils tuent même les semences. Leur utilisation pourrait convenir dans certaines situations, comme par exemple autour des poteaux des lignes électriques ou encore le ballast d'une voie de chemin de fer (Gangstad, 2018). Les herbicides sélectifs sont, quant à eux, utilisés pour contrôler certaines communautés végétales indésirables. Pour un usage réussi, la végétation indésirable doit être correctement identifiée. Par la suite, il faudra choisir le bon herbicide, l'appliquer au bon moment et apporter les soins appropriés pour éviter les effets indésirables. Dans la mesure du possible, ce sont les traitements localisés qui sont à privilégier afin de minimiser de potentiels effets non souhaités pour le reste de la végétation (Gangstad, 2018) et l'environnement.

Tableau 1. Quelques herbicides régulateurs de croissance couramment utilisés. Les principaux noms commerciaux des produits dans lesquels se retrouvent les molécules sont indiqués entre parenthèses dans la première colonne. Certains produits commerciaux sont cependant issus de mélange de plusieurs molécules.

Herbicides	Utilisations	Quelques caractéristiques
Sulfamate d'ammonium (Finale)	Application tige-feuilles, traitement des souches	Particulièrement efficace pour le contrôle de <i>Toxicodendron radicans</i> (herbe à puce), <i>Toxicodendron pubescens</i> (sumac vénéneux), <i>Toxicodendron vernix</i> (sumac à vernis).
Acide 3-chlorobenzoïque (Chloro-Sal)	Souvent utilisé comme additif afin d'augmenter le spectre d'élimination de la végétation	Une mauvaise pulvérisation de ce produit pourrait causer des dommages à la végétation adjacente.
Bromacil (Hyvar)	Traitement basal dans une solution aqueuse	Le produit peut persister dans le sol.
Dicamba (Banvel, Clarity, XtendiMax, Vanquish)	Souvent utilisé en combinaison avec d'autres herbicides ; contrôle la germination des souches.	Efficace sur les espèces difficiles à éliminer, notamment le frêne, l'eucalyptus, l'érable, le pin, le mesquite et autres.
Karbutilate (Naptalam)	Traitement de base dans une solution aqueuse ; contrôle la	Persiste dans le sol.

	prolifération des pousses sur les souches.	
Picloram (Tordon, Tordon 22k, Garlon)	Application sur la feuille et la tige ; application basale ; traitement des souches ; utilisé principalement en combinaison avec d'autres herbicides.	Efficace contre de nombreuses plantes ligneuses ; persiste dans le sol.
2,4-D (2,4-D Ester, Weed-B-Gon, Enlist One, Banvel, Kleenup)	Application sur la feuille et la tige	Élimine la végétation ligneuse et herbacée ; sélectif sur les graminées.
2,4,5-T	Application sur la feuille et la tige	Élimine les plantes ligneuses ; sélectif sur les graminées ; considéré comme étant plus efficace que le 2,4-D
2,4-DP (Banvel, Weedex, Dichlorprop)	Application sur la feuille et la tige	Efficace dans l'élimination des drageons.
2,4,5-TP (Silvex, Fenoprop)	Application sur la feuille et la tige	Contrôle certaines espèces, dont l'érable et le chêne, qui sont résistantes au 2,4-D et au 2,4,5-T ; persiste dans le sol.
Acide 2-methyl-4-chlorophenoxyacétique (MCPA Ester, MCPA Ammonium, Weedmaster, Parquat MCPA, Herbicide MCPA)	Application sur la feuille et la tige	Sans danger autour des terres cultivées ; Il offre un spectre de contrôle plus large lorsqu'il est ajouté à d'autres herbicides.

Concernant les herbicides, il est important de mentionner le fait qu'il n'existe aucun herbicide disponible qui réponde à toutes les exigences d'un contrôle complet de végétation dans les emprises. Il y a deux raisons majeures à ce fait. Premièrement, certaines espèces sont résistantes à certains herbicides (Burgos et al., 2013). Deuxièmement, ces herbicides ne se comportent pas de la même manière dans toutes les conditions environnementales. De plus, il doit être absorbé en quantité suffisante, et dans bien des cas être suffisamment persistant, afin qu'il soit mortel. La persistance d'un herbicide peut être influencée par les conditions pluviométriques, les propriétés physiques et chimiques des sols, les micro-organismes du sol. Lorsque certaines espèces semblent résister à l'application des herbicides, il est parfois nécessaire d'augmenter le taux d'application, d'utiliser un mélange de plusieurs produits ou de répéter le traitement (Gangstad, 2018). Souvent, des adjuvants chimiques sont mélangés aux herbicides pour augmenter leur contact et leur absorption par les plantes.



## 1.2 Végétation des emprises et la biodiversité

Bien qu'il ne s'agisse pas de leur principale vocation, les emprises des lignes de transport d'électricité peuvent constituer des habitats non négligeables pour la biodiversité (Rupprecht et al., 2015 ; Biasotto et Kindel, 2018 ; Garfinkel et al., 2023). De nombreux travaux ont démontré la capacité de celles-ci à abriter la biodiversité comparativement à des forêts, des lisières de forêts ainsi qu'à d'autres écosystèmes continuellement perturbés comme les pelouses des résidences urbaines (Garfinkel et al., 2022 ; 2023). Cependant, la mesure dans laquelle ces corridors fournissent de nouveaux habitats pour la biodiversité demeure difficile à prédire et elle continue de faire l'objet de plusieurs études, mais des efforts demeurent nécessaires afin que celles-ci soient plus nombreuses (Garfinkel et al., 2022). Dans leur revue systématique concernant la contribution des espaces verts informels à la conservation de la biodiversité, Rupprecht et al. (2015) rapportent que les études concernant les emprises électriques ne constituaient qu'un faible nombre, 3 articles sur les 174 articles (dont 1 qui abordait exclusivement les emprises) qu'ils avaient consultés (Figure 1). Donc, on dénote un certain manque de connaissance à cet égard.

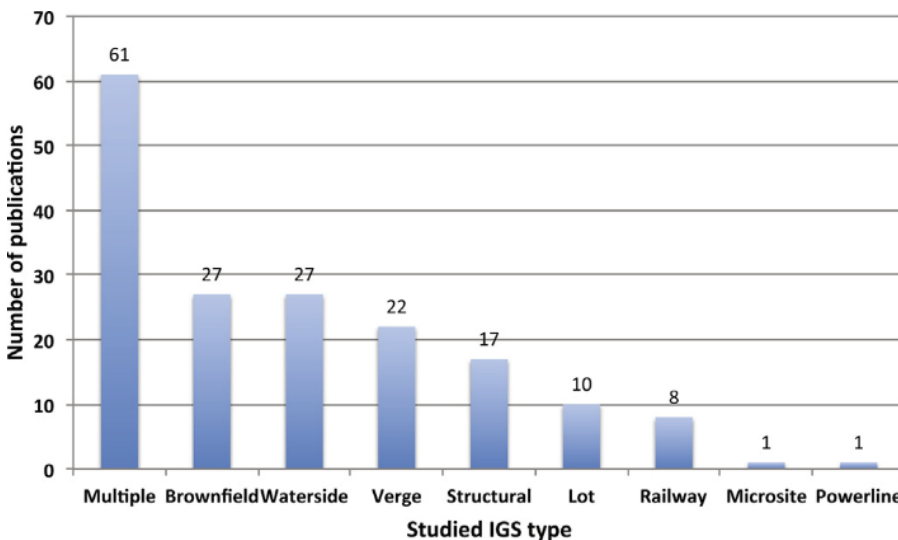


Figure 1. Répartition des études sur la biodiversité des espaces verts informels analysées par Rupprecht et al. (2015) (Figure tirée de Rupprecht et al., 2015).

Les différentes végétations retrouvées dans les emprises ne constituent pas des communautés végétales uniformes. Par conséquent, de nombreux facteurs sont à prendre en compte pour évaluer le potentiel d'une emprise à offrir un habitat à la biodiversité, entre autres, le mode de gestion de sa végétation, la composition ainsi que la structure de celle-ci ou encore le temps (Rupprecht et al., 2015 ; Steinert et al., 2018 ; Çoban et al., 2019).



Dans l'Illinois (Chicago/États-Unis), Garfinkel et al. (2022) ont comparé les effets de trois différents modes de gestion de la végétation visant des objectifs différents dans des emprises situées en zones résidentielles sur la richesse spécifique et la composition des plantes, des oiseaux et des insectes pollinisateurs, à savoir (Figure 2) :

a) La gestion de la végétation visant une communauté végétale de type prairie

Il s'agissait des prairies restantes ou restaurées qui étaient généralement réensemencées avec des plantes indigènes puis entretenues en utilisant une variété de méthodes comprenant la tonte, le brûlage contrôlé et la pulvérisation localisée d'herbicides pour lutter contre les espèces envahissantes.

b) La gestion de la végétation visant une communauté de type vieux champs

Ils étaient, quant à eux, gérés sur un cycle de 5 ans en utilisant la tonte et les herbicides. Cette végétation contenait des espèces non indigènes (espèces ne faisant pas naturellement partie de la végétation, incluant les espèces envahissantes) qui étaient gérées comme de la pelouse (<30 cm).

c) La gestion de la végétation visant une pelouse

La végétation était maintenue à environ 30 cm du sol par des tontes répétées, mais selon des intervalles de retour qui pouvaient varier entre les sites.

d) Des pelouses résidentielles

Des pelouses adjacentes aux différentes emprises avaient servi de témoins au cours de cette étude. Tous les sites appartenaient à une même région (comtés de Dupage et de Will) dont la végétation principale est la prairie.

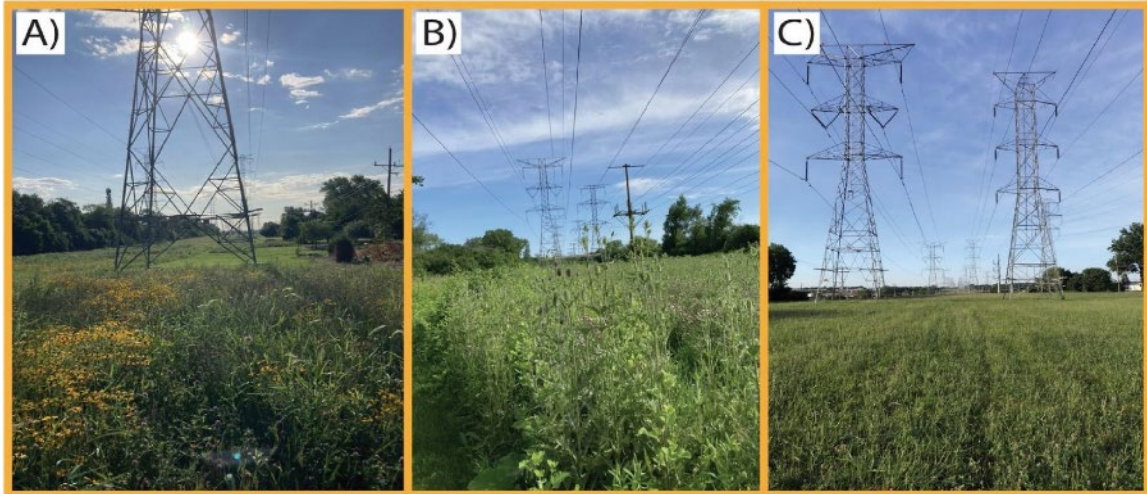


Figure 2. Exemples des trois modes de gestion de la végétation dans les emprises : A) Mode visant une communauté végétale de type prairie ; B) Mode visant une communauté végétale de type vieux champs; C) Mode visant une communauté végétale de type pelouse (figure tirée de Garfinkel et al., 2023).

Leurs résultats ont permis de démontrer que les trois types de végétation entretenues dans les emprises avaient conduit à des compositions différentes en ce qui concerne les plantes, les oiseaux et les insectes pollinisateurs. La richesse en espèces ou en genres d'oiseaux, d'insectes pollinisateurs et de plantes avait tendance à être plus élevée dans les emprises maintenues sous forme de prairies et de vieux champs, comparativement aux emprises dont la végétation était tondue sur une base régulière (pelouse) ainsi que dans les sites résidentiels (Figure 3). Ces résultats démontrent que la manière avec laquelle est gérée la végétation (notamment en ce qui concerne l'intensité, les cycles des interventions et la hauteur maximale tolérée de la végétation) d'une emprise peut avoir un impact important sur la biodiversité dans les emprises.

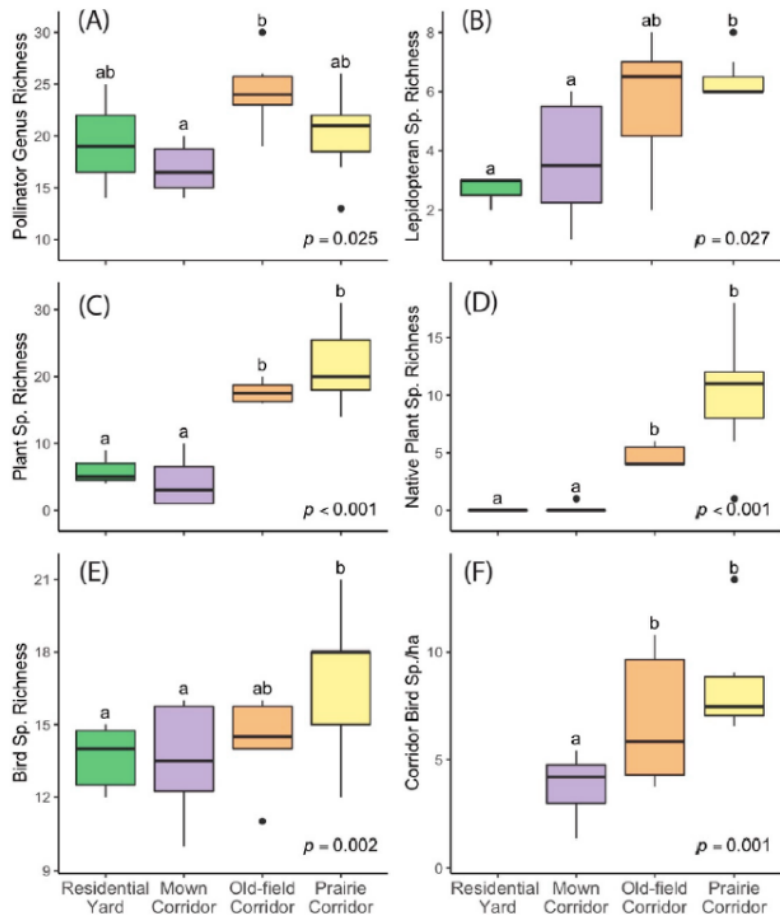


Figure 3. La biodiversité de plusieurs taxons variait considérablement selon les types de végétation entretenues. La biodiversité a été mesurée en tant que richesse spécifique pour tous les taxons autres que les insectes pollinisateurs (A), pour lesquels elle a été mesurée en nombre de genres. La richesse en espèces de lépidoptères est indiquée en (B), la richesse en espèces végétales en (C), richesse en espèces végétales indigènes en (D), oiseaux détectés à moins de 100 m du point d'écoute en (E), et les oiseaux détectés à moins de 100 m du point d'écoute qui se trouvaient également dans le couloir en (F). Les lettres minuscules au-dessus des boîtes à moustaches indiquent des différences significatives à  $\alpha=0,05$ . Residential yard : pelouses résidentielles ; Mown corridor : pelouse ; Old-field corridor : vieux champs ; Prairie corridor : Prairies (Figure tirée de Garfinkel et al., 2022).

Toujours aux États-Unis, mais cette fois-ci dans le Maryland, Russell et al. (2005) avaient, quant à eux, comparé les populations d'abeilles des emprises avec celles des prairies avoisinantes tondues et herbeuses. La gestion de la végétation de leurs emprises consistait à faire des pulvérisations basales (pulvérisation faite sur l'écorce basale) et sélectives d'herbicide (pulvérisation faite sur certains arbres, en particulier ceux ayant une croissance en hauteur élevée) ; enlever tous les arbres et procéder à l'étêtage des arbustes de plus de 3 mètres (gestion faite selon un cycle de 4 à 5 ans). Leurs résultats ont permis de démontrer que les emprises et les prairies différaient en nombre d'espèces d'abeilles collectées ainsi que pour le nombre d'abeilles. Les emprises étaient supérieures aux prairies pour tous les paramètres évalués (Tableau 2).

Tableau 2. Nombre d'abeilles et d'espèces d'abeilles collectées dans les prairies ainsi que les emprises. Individuals : nombre d'individus (abeilles) ; Species : nombre des différentes espèces d'abeilles inventoriées ; Genera : genres des différentes espèces d'abeilles inventoriées (Tableau tiré de Russell et al., 2005)

### Summary of collections

	Grassland sites	Powerline sites	Total
Individuals	1282	1605	2887
Species	75	98	107
Genera	20	23	24

Les sites de prairies ont été structurellement simplifiés, offrant moins de choix de nidification que la végétation des emprises de cette étude. Des espèces rares, moins communes, étaient plus susceptibles d'être trouvées dans les emprises par rapport aux sites de prairies. Les sites des emprises avaient plus d'espèces rares, plus d'abeilles nicheuses dans les cavités et plus encore d'espèces parasites que les sites de prairies.

### **1.2.1 La coupe totale (coupe à blanc) de la végétation dans les emprises et ses effets sur la biodiversité**

Il est admis que la construction des lignes de transport électriques provoque des perturbations pouvant nuire et affecter le fonctionnement des écosystèmes naturels, notamment lorsqu'il est question de la fragmentation des forêts (Biasotto et Kindel, 2018). Ceci est d'autant plus vrai lorsque le mode de gestion de la végétation implique son élimination presque complète. Parmi les effets négatifs, on peut citer la fragmentation de grandes forêts continues entraînant la réduction des liens entre populations, et créant ainsi des effets de bordures ainsi qu'une diminution des habitats des espèces (Richardson et al., 2017 ; Biasotto et Kindel, 2018).

En Turquie, Çoban et al. (2019) se sont intéressés aux effets de la coupe à blanc réalisée dans les emprises sur la diversité et la composition de la végétation. Dans leur étude, les arbres étaient coupés à blanc, et le site était ensuite passé au bulldozer. Les auteurs ont comparé la composition de la végétation des parcelles (10 x 10 m<sup>2</sup>) traitées avec des parcelles situées dans les lisières ainsi qu'à l'intérieur des forêts non traitées. Les données ont été collectées pendant 3 ans pour les parcelles coupées à blanc ; 2 ans pour les lisières et 1 an pour les parcelles forestières.

Au total, 197 espèces végétales ont été inventoriées pour l'ensemble des parcelles de l'étude. La plus grande richesse en espèces a été trouvée sur les parcelles coupées à blanc (167 espèces), suivie de la lisière forestière (117 espèces) et de la forêt d'intérieur (60 espèces) (Figure 4).

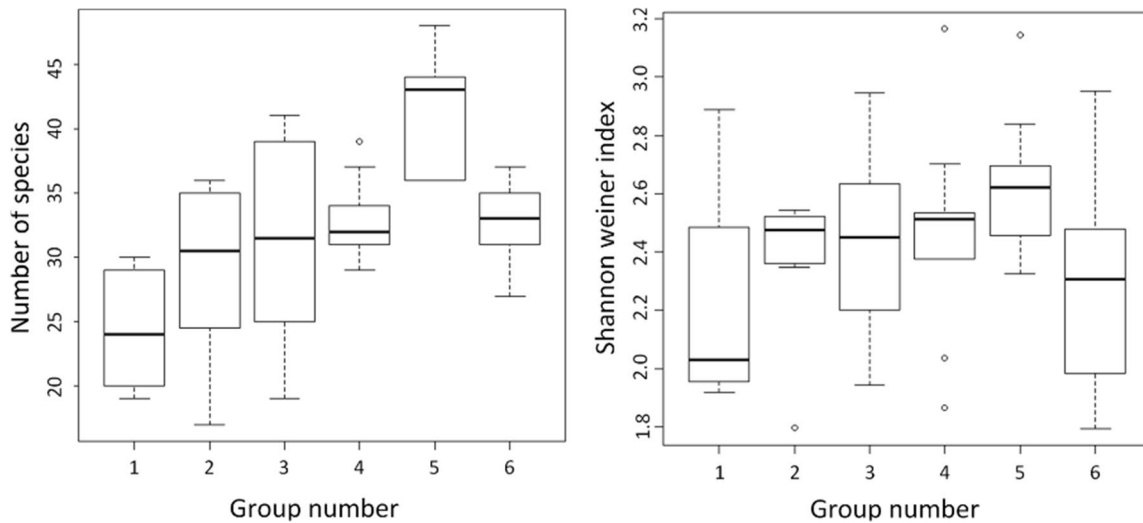


Figure 4. Richesse spécifique et diversité végétale des parcelles :1 forêt ; 2-3 lisière de forêt (1ère et 2e années) ; 4-5-6 coupes à blanc (1ère à 3ème année) (Figure tirée de Çoban et al., 2019).

Au cours de la première saison de croissance qui suit la coupe à blanc, le nombre moyen d'espèces végétales était de  $32,80 \pm 3,12$ . Cette valeur est passée à  $41,8 \pm 4,37$  dans la deuxième année pour ensuite diminuer considérablement à  $32,40 \pm 3,47$  à la troisième année (Figure 4). L'augmentation de l'intensité lumineuse après la coupe à blanc a favorisé l'émergence des hémicryptophytes et des thérophytes (plantes vivaces), ce qui a conduit à une forte diversité spécifique pour les parcelles coupées à blanc ainsi que celles des lisières. En revanche, une diminution des thérophytes a commencé à partir de la première année jusqu'à la troisième année d'observation dans les parcelles coupées à blanc. Une diminution des hémicryptophytes avait également été constatée dans ces mêmes parcelles coupées à blanc, et ce, à partir de la deuxième année (Figure 5).

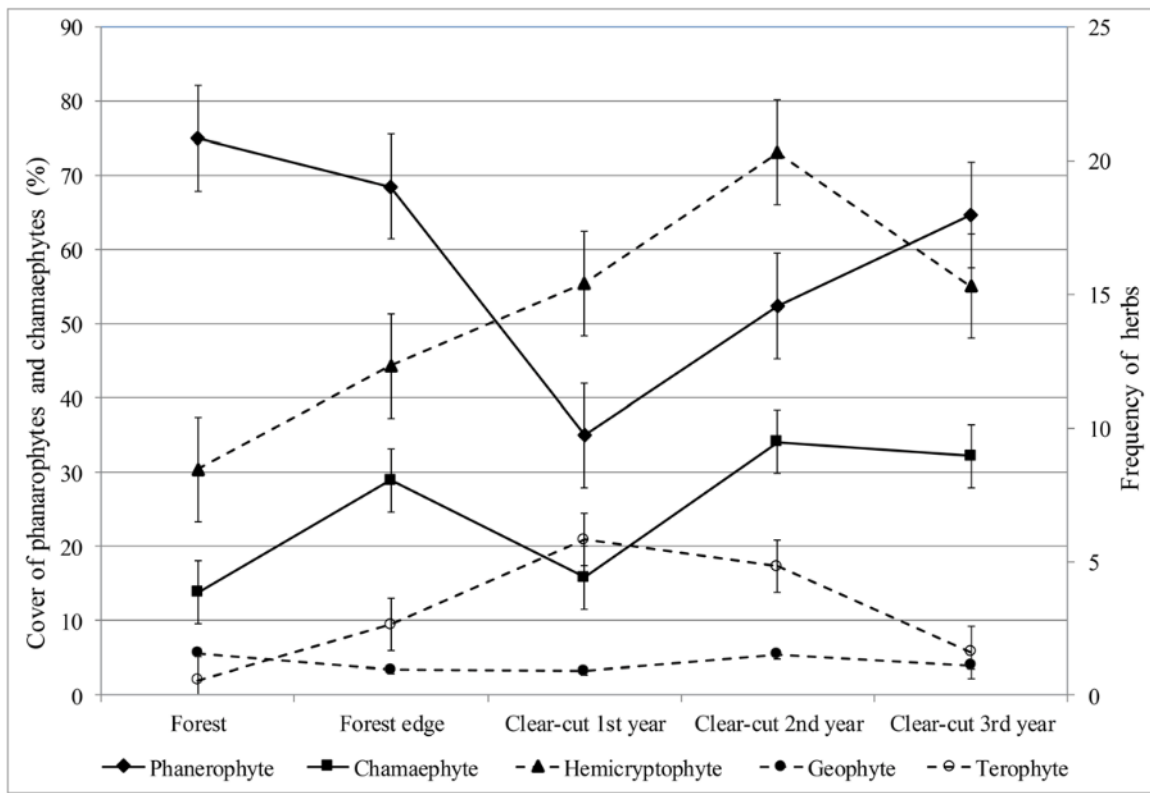


Figure 5. Spectre de formes de vie de traits sur la zone coupée à blanc (phanérophytes et les chamaephytes sont donnés comme pourcentage de couverture alors que pour les autres il s'agit d'une fréquence) (Figure tirée de Çoban et al., 2019).

Les auteurs ont également rapporté le fait que les parcelles coupées à blanc étaient celles qui possédaient le plus d'espèces envahissantes par rapport aux autres. Ils les ont classées en espèces très envahissantes et peu envahissantes. Cet effet est probablement due à aux effets conjoints de l'ouverture du couvert (mise en lumière) et de la perturbation mécanique du sol.

La couverture totale des espèces d'arbres très envahissantes comme *Robinia pseudoacacia* (Robinier faux-acacia) et *Ailanthus altissima* (Ailante glanduleux) dans les parcelles traitées à blanc inventoriées avait montré une tendance à la hausse du nombre moyen d'espèces, allant de  $4,69 \pm 12,41$  à  $8,21 \pm 22,55$ . La couverture des herbes très envahissantes, quant à elle, avait diminué de  $26,53 \pm 30,05$  à  $14,95 \pm 17,08$  après la deuxième année (Figure 6a).

La couverture totale des plantes ligneuses peu envahissantes avait aussi montré une augmentation significative ( $P < 0,05$ ) et elle a légèrement diminué après la seconde année. De même, la couverture des herbes envahissantes avait également diminué avec le temps, passant de  $26,58 \pm 26,59$  jusqu'à  $7,61 \pm 3,42$  (Figure 6b).

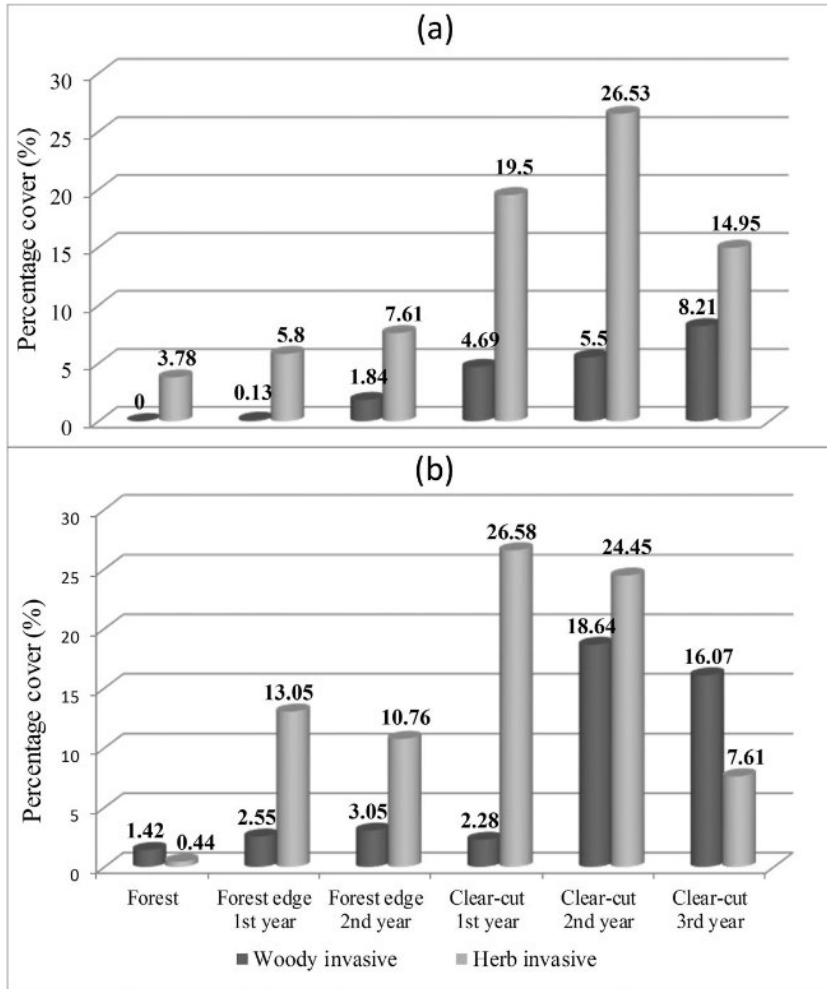


Figure 6. Couverture des espèces ligneuses et herbes envahissantes (A) et peu envahissantes (B) (Figure tirée de Çoban et al., 2019)

La coupe à blanc est une perturbation qui modifie les conditions d'accès des plantes à la lumière, la température du sol et le cycle des nutriments. De ce fait, elle crée une communauté végétale de début de succession composée d'un mélange de plantes naturelles de début de succession et d'espèces envahissantes – profitant des conditions d'intensité lumineuse. Les résultats de ces auteurs ont réussi à démontrer que le temps ( $P = 0,002$ ) était un facteur qui influençait la composition des communautés végétales après une coupe à blanc. Par exemple, des espèces présentes en début de succession comme *Stellaria media*



(Stellaire intermédiaire), *Sonchus asper* (Laiteron piquant ou laiteron rude), *Lactuca serriola* (Laitue scariole), *Silybum marianum* (Chardon-Marie), *Linaria pelisseriana* (Linaire de Pélissier), *Vulpia ciliata* (Vulpie ciliée), *Pulicaria odora* (Pulicaire odorante), *Sisymbrium officinale* (Sisymbre officinal), *Poa annua* (Pâturin annuel), *Lamium purpureum* (Lamier pourpre) et *Gastridium ventricosum* (Gastridie ventrue) avaient disparu avec le temps (Çoban et al., 2019).

Par ailleurs, lorsque les arbres abattus sont laissés sur place à l'issue de la coupe en blanc, ceux-ci contribuent non seulement à modifier les conditions de sols, mais peuvent également constituer des habitats pour certaines espèces, dont les coléoptères. C'est ce qui ressort des travaux réalisés en Norvège par Mikalsen (2012). L'auteur a comparé les communautés de coléoptères dans les emprises coupées à blanc avec celles des forêts adjacentes de conifères et de feuillus sous aménagement. Les résultats de cette étude ont démontré que le nombre de coléoptères piégés dans les emprises était 2,8 fois plus élevé que dans les forêts (Tableau 3). Les emprises des lignes électriques coupées à blanc se comportent comme des forêts coupées à blanc et sont suivies par un stade de début de succession végétale. Toutefois, dans leur étude, contrairement à une coupe à blanc effectuée en forêt, la végétation des emprises est entretenue à travers de fréquentes interventions qui dans bien des cas entraînent une accumulation de petit bois mort. Néanmoins, les forêts adjacentes ayant servi de comparaison étaient aménagées. Cela pourrait expliquer pourquoi il y avait davantage de bois mort en emprise qu'en forêt ; les résultats auraient pu être différents si de vieilles forêts ou des forêts intactes (non aménagées) étaient incluses dans les comparaisons puisqu'elles contiendraient fort probablement davantage de bois mort.

Les caractéristiques des forêts aménagées et des emprises étaient différentes. Les forêts à canopée fermée avaient plus d'ombre, d'humidité ainsi que des températures plus basses que les emprises des lignes électriques. Les espèces de coléoptères qui préfèrent l'exposition au soleil, des conditions moins humides et des températures plus élevées préféreront ces conditions. De plus, la quantité de bois mort avait également joué un rôle dans la différence de composition des espèces. Les espèces qui se nourrissent de bois morts

étaient plus nombreuses dans les emprises. Les emprises ayant la capacité de renouveler leur petit bois mort grâce à des cycles de gestion de la végétation de 5 à 7 ans (coupes d'entretien), il serait intéressant de vérifier à long terme si l'effet sur les coléoptères se maintient dans le temps.

Tableau 3. Nombre de coléoptères dans les emprises et dans les forêts. Power-line corridor : emprises ; Forest : forêt. DE (détritivores généraux), DW (détritivores mangeurs de bois mort), FU (fongivores), HB (herbivores), LW (mangeurs de bois vivant), PR (prédateurs) et NA (fonction écologique inconnue). (Tableau tirée de Mikalsen, 2012)

Functional group	DE	DW	FU	HB	LW	PR	NA	Total
Power-line corridor (No.)	1240	2569	1584	1909	56	3126	30	10514
Forest (No.)	606	599	611	845	0	1008	32	3701
Power-line corridor (%)	11.8	24.4	15.1	18.2	0.5	29.7	0.3	100.0
Forest (%)	16.4	16.2	16.5	22.8	0.0	27.2	0.9	100.0

Eyitayo (2014) a également rapporté une plus grande diversité des espèces végétales dans les emprises gérées par des coupes fréquentes par rapport à des forêts. Cependant, l'augmentation de la richesse spécifique se fait jusqu'à un certain point, car elle diminue souvent ensuite en parallèle avec le stade de succession, tout comme une forêt ayant subi une perturbation majeure. Cela signifie que la richesse en espèces a augmenté durant les premières étapes de la succession en raison de la disponibilité accrue des ressources limitantes, mais diminue au cours des étapes suivantes de la succession en raison de la concurrence accrue pour les ressources qui deviennent limitées (Eyitayo, 2014). Le défrichement de l'habitat entraîne une augmentation des ressources en lumière et en eau inutilisée qui conduit à une augmentation des espèces indigènes, ce qui rend les habitats plus résistants aux invasions végétales (Eyitayo, 2014). Les impacts de la coupe à blanc pourraient être atténués grâce à une bonne planification des interventions, un contrôle de la végétation envahissante, en limitant les perturbations du sol, en favorisant les espèces d'arbustes ainsi qu'en procédant à l'élagage sélectif des arbres lorsque nécessaire (Çoban et al., 2019).

## 1.2.2 Effet des coupes récurrentes de la végétation des emprises feuillues sur la biodiversité

Aux États-Unis, dans le Kentucky, Luken et al. (1991) ont comparé la végétation dans les emprises avec celles des forêts de feuillus dominées par *Fagus grandifolia* (hêtre), *Acer saccharum* (érable à sucre), *Quercus alba* (chêne blanc) et *Quercus rubra* (chêne rouge). Plus spécifiquement, l'un de leurs objectifs était de savoir si les coupes répétées constituaient une méthode efficace pour inhiber la régénération forestière de sorte qu'elle soit compatible avec le réseau électrique. Pour ce faire, ils ont comparé la végétation des emprises (de moins de 5 ans) à celle des lisières forestières ainsi qu'à celle de la forêt de feuillus fermée adjacente. Une fois l'emprise créée, le mode de gestion de la végétation consistait à faire des coupes mécaniques ou tonte manuelle suivant un cycle allant de 7 à 10 ans.

Ces auteurs ont conclu que l'abattage répété des arbres n'était pas une méthode efficace pour inhiber la régénération des arbres. La densité totale des jeunes arbres et des semis était plus élevée dans les emprises comparativement aux autres sites (Tableau 4).

Tableau 4. Structure et diversité des communautés des plantes dans les emprises, les lisières et la forêt. Corridor : emprise ; Edge : lisière ; Interior : forêt d'intérieur. Stem density : densité des tiges ; Basal area surface terrière ; Diversity : diversité ; Richness species : richesse spécifique (tableau tiré de Luken et al., 1991).

Parameter	Stems < 10 cm			Stems ≥ 10 cm	
	Corridor	Edge	Interior	Edge	Interior
Stem density (stems/ha)	8734 ± 1508 a	6460 ± 1029 ab	4598 ± 791 b	555 ± 53 a	489 ± 34 a
Basal area (m <sup>2</sup> /ha)	2.9 ± 0.2 a	4.1 ± 0.4 b	2.5 ± 0.3 a	22.4 ± 3.3 a	23.4 ± 1.9 a
Diversity (H')	2.54 ± 0.17 a	2.26 ± 0.11 a	2.09 ± 0.16 a	2.02 ± 0.13 a	2.11 ± 0.12 a
Richness (species/plot)	11.8 ± 0.7 a	11.7 ± 0.8 a	10.4 ± 1.0 a	5.2 ± 0.4 a	6.2 ± 0.5 a

\*Means ± SE with N = 20. Means within a size class with different letters are significantly ( $P < 0.05$ ) different.

Ce sont surtout les espèces *Ailanthus altissima* (arbre du ciel), *Fraxinus americana* (frêne blanc), *Juglans nigra* (noyer noir), *Prunus serotina* (cerisier tardif), et *Robinia pseudoacacia* (robinier faux-acacia) qui étaient les plus présentes dans les emprises ( $P <$

0,05). Par contre, *Acer saccharum*, une espèce relativement tolérante à l'ombre, avait une densité plus faible (Figure 7).

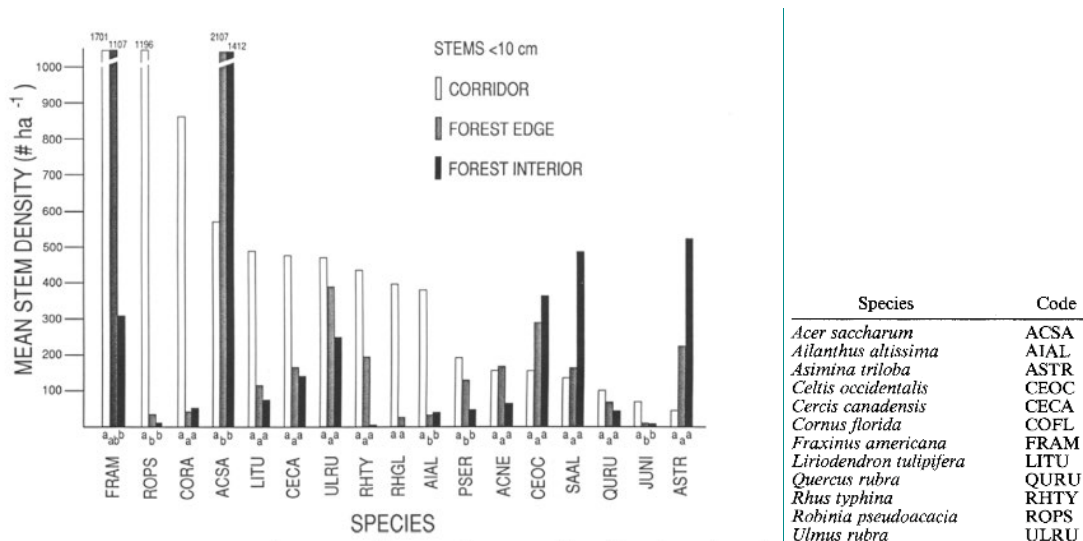


Figure 7. Densités moyennes de jeunes arbres et de semis d'espèces de certains arbres dans les emprises, les lisières et les forêts. Les moyennes avec des lettres différentes sont significativement ( $P < 0,05$ ). Corridor : emprise ; Forest edge : lisière ; Forest interior : forêt d'intérieur. Mean stem density : densité moyenne des tiges ; Species : espèces (Figure tirée de Luken et al., 1991).

Luken et al. (1992) ont comparé les communautés des plantes dans les emprises avec celles des forêts adjacentes. Les parcelles forestières de leur étude étaient constituées de peuplements dont le plus jeune avait 41 ans et le plus âgé 72 ans, et ayant des antécédents de perturbations humaines répétées telles que le défrichement, l'exploitation forestière et l'agriculture. Les emprises de leur étude, quant à elles, avaient subi une coupe à blanc avant d'être gérées, durant les 20 années suivantes, à travers des coupes manuelles et mécaniques au niveau du sol. La fréquence des interventions dépendait des conditions spécifiques du site ainsi que des taux de croissance des arbres. Les résultats de leurs travaux ont démontré que les coupes fréquentes n'avaient pas provoqué le déclin de la diversité des communautés forestières de feuillus. Bien au contraire, la diversité avait légèrement augmenté, mais de façon non significative par rapport à la forêt. Peu d'espèces d'arbres des forêts adjacentes sont totalement exclues par des perturbations à haute fréquence, confirmant ainsi les idées selon lesquelles les forêts de feuillus pourraient se montrer très résilientes lorsqu'elles sont coupées, principalement en raison des rejets des souches et du drageonnement des espèces présentes.

Les communautés des emprises peuvent être décrites comme des plagioclimax- un état permanent de début de succession - en raison du fait qu'elles sont maintenues dans un état de développement semi-arrêté par les activités de gestion (Luken et al., 1992 ; Russo et al., 2021).

Au cours de ces fréquentes perturbations, les espèces capables de produire des rejets de souches couplées à une autonomie précoce en carbone des tiges peuvent être les mieux adaptées à la régénération répétée. Aussi, la capacité de certaines espèces à stocker les glucides dans les racines des souches entre les coupes successives peut également jouer un rôle dans le processus de régénération. Par ailleurs, les activités de gestion créent également des conditions de sol propices à l'établissement des semis de certaines espèces de début de succession qui sont intolérantes à l'ombre. Cela pourrait expliquer la légère augmentation de la diversité (Luken et al., 1992). Après les nombreuses perturbations, les espèces *Acer saccharum* (l'érable à sucre) et *Quercus rubra* (le chêne rouge) sont restées des espèces dominantes, tandis que *Fagus grandifolia* (le hêtre américain) et *Quercus alba* (le chêne blanc) étaient relativement rares. Ces dernières avaient été remplacées par un assemblage d'espèces forestières capables de s'établir et de persister dans de grandes clairières fréquemment perturbées (Luken et al., 1992).

### **1.2.3 Effet de l'application des herbicides sur la biodiversité dans les emprises**

Les effets de l'application d'herbicides dans la végétation des emprises des lignes électriques sur la richesse spécifique des abeilles et des insectes pollinisateurs (autres que des abeilles) visitant les fleurs ont notamment été étudiés par Russo et al. (2021). Plus spécifiquement, ces auteurs voulaient savoir comment la gestion faite à partir des herbicides pouvait affecter, sur le long terme, la végétation et la répartition des insectes visiteurs des fleurs dans les emprises.

La gestion de la végétation de leurs emprises était faite sur un cycle de 4 à 5 ans, par coupes (tontes) lorsqu'elle était nécessaire et application d'herbicides selon quatre modalités :

- 1) Coupe manuelle (sans herbicide);

- 2) Herbicide basal à faible volume (~10 litres/ha) + coupe manuelle si nécessaire ;
- 3) Herbicide foliaire à faible volume (<10 litres/ha) + coupe manuelle si nécessaire ;
- 4) Herbicide foliaire à volume élevé (~70–250 litres/ha) + coupe manuelle si nécessaire.

Les résultats du traitement de coupe manuelle ne sont pas rapportés ici car les auteurs n'ont pas été en mesure d'échantillonner adéquatement les parcelles traitées. L'herbicide foliaire à volume élevé était un herbicide à base d'eau pulvérisé, de façon non sélective et à grande quantité, sur la végétation possédant des feuilles larges. L'herbicide était constitué d'un mélange d'Aminopyralid, Imazapyr, Triclopyr, Picloram et Glyphosate.

Les applications d'herbicide foliaire à faible volume étaient faites de manière sélective à partir d'un herbicide à base d'huile. Les plantes non compatibles étaient entièrement aspergées en même temps que leurs feuilles. L'herbicide était constitué d'un mélange de glyphosate et Imazapyr.

Le traitement basal à faible volume faisait recours à un herbicide à base d'huile qui était appliqué sur le collet et le tronc des arbustes et des petits des arbres. Ce traitement utilisait un mélange d'Aminopyralid, Imazapyr, Triclopyr et il était appliqué de manière sélective directement sur la végétation ligneuse incompatible avec les lignes électriques.

À l'issue des deux années d'expérimentation, 130 espèces d'abeilles sur les 437 espèces répertoriées en Pennsylvanie (soit 29,7 %) ont été retrouvées dans les emprises de cette étude. L'espèce la plus abondante était *Bombus impatiens* (14,5%) suivie d'*Apis mellifera* (10,5%) et de *Ceratina dupla* (7,6%). Toutes les autres espèces d'abeilles représentaient individuellement moins de 5%, incluant des espèces rares. Le traitement basal à faible volume présentait le nombre d'espèces végétales plus élevé (30 espèces) et celui-ci était pratiquement le double du nombre d'espèces végétales rencontrées dans les autres traitements. La richesse en espèces végétales était, non seulement, positivement corrélée, mais était également le facteur ayant le plus d'effet sur l'abondance des abeilles tandis que l'augmentation du volume des herbicides était négativement associée à la richesse en

espèces d'abeilles ainsi qu'à leur nombre. D'après les résultats de ces auteurs, l'augmentation de l'application d'herbicides a eu un effet négatif significatif sur la richesse en abeilles, mais il demeure que l'effet le plus important qui a été observé était sur la richesse en espèces végétales (Figure 8).

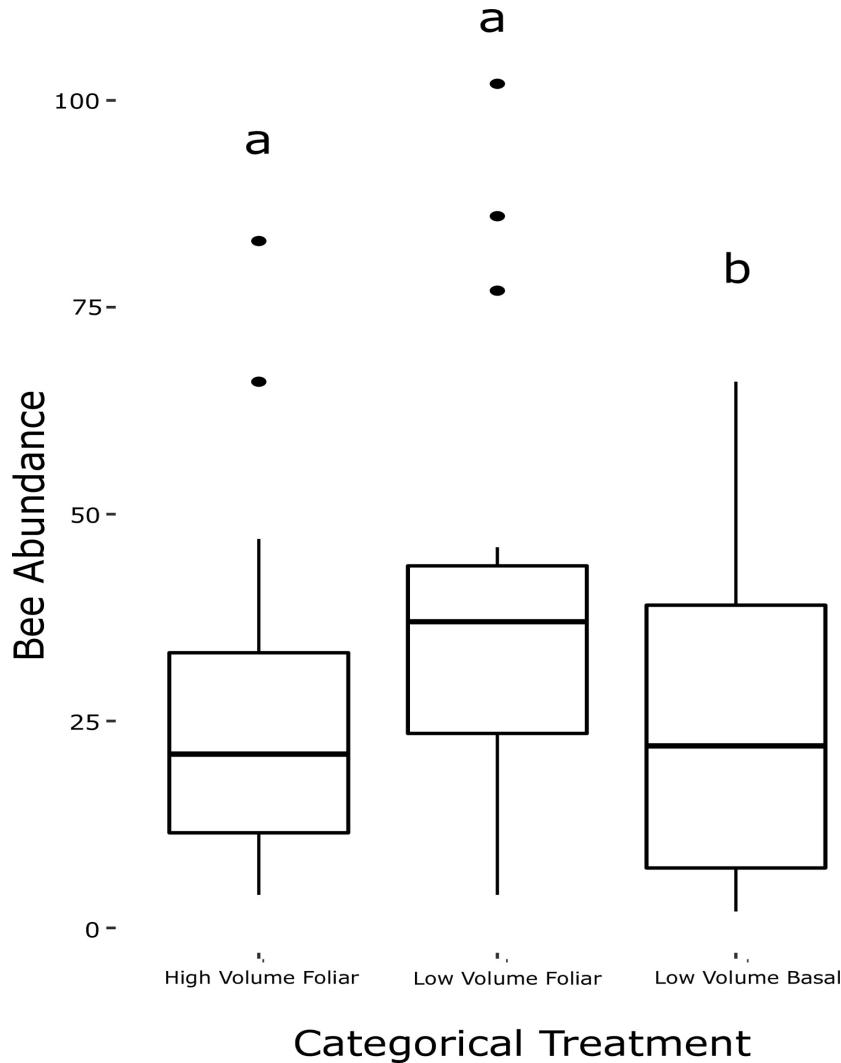


Figure 8. Abondance des abeilles suivant les différents traitements d'herbicides. Bee abundance : abondance des abeilles ; (Figure tirée de Russo et al., 2021). La figure a été modifiée pour retirer le traitement de coupe manuelle.

Les emprises peuvent constituer un habitat précieux pour les pollinisateurs, notamment pour les espèces rares. Cependant, les méthodes d'application des herbicides ainsi que leurs compositions utilisées diffèrent, ce qui rend leur comparaison assez difficile.

Aux États-Unis, plus précisément dans le Connecticut, Dreyer et Niering (1986) ont comparé les espèces d'arbres, les arbustes ainsi que les plantes herbacées de 5 emprises

dont la végétation était gérée à travers l'application d'herbicides, et ce, au cours des 10 années précédents leurs travaux. Parmi ces emprises, 3 étaient gérées à travers l'application basale d'herbicides et les 2 autres par application sur la tige et les feuilles.

Les résultats ont permis de démontrer que la couverture des arbustes était supérieure dans les emprises qui recevaient un traitement basal. Par contre, la couverture des herbacées était plus grande dans les emprises dont l'application d'herbicides était faite sur les tiges et les feuilles (Tableau 5). L'une des raisons pouvant expliquer cette différence réside dans le fait que l'application basale d'herbicides était faite avec une plus grande sélectivité, ce qui réduit les dommages sur les arbustes contigus.

Tableau 5. Couvertures d'arbustes, d'herbes et d'arbres dans les différentes emprises. Basal R-O-W : emprise avec traitement d'herbicide basal ; Stem-foliar R-O-W : emprise avec traitement d'herbicide sur les feuilles et les tiges. Shrubs : arbustes ; Herbs : herbes ; Trees : arbres (Tableau tiré de Dreyer et Niering, 1986).

	Shrubs	Herbs	Trees
<b>Basal R-O-W</b>			
Connecticut Arboretum	95	20	5 (3) <sup>a</sup>
Flanders	68	60	4 (2)
Ledyard North	80	65	7 (3)
Basal R-O-W (mean)	81	47	5 (2)
<b>Stem-foliar R-O-W</b>			
Ledyard South	50	85	7 (6)
Middlefield	30	85	7 (4)
Stem-foliar R-O-W (mean)	40	85	7 (5)

Cependant, cette importante couverture d'arbustes dans les 3 emprises traitées par application basale présentait une densité de semis d'arbres faible, et ce, peu importe le niveau de couverture des arbustes. L'augmentation de la couverture arbustive conduisait à une diminution significative de la densité des semis d'arbres (Figure 9).



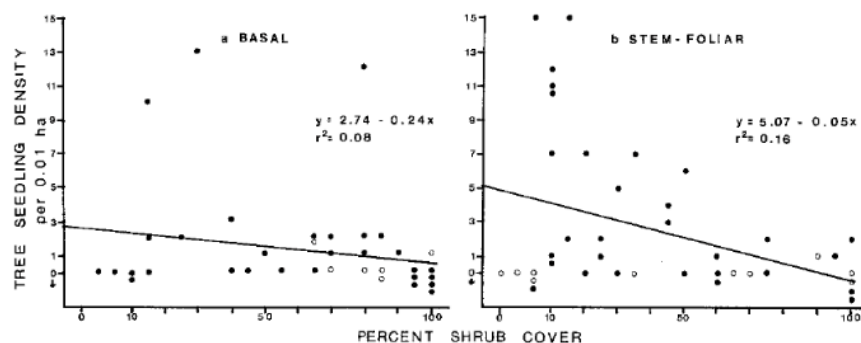


Figure 9. Densité des semis d'arbres en tant que fonction du pourcentage de couvert arbustif sur les emprises dont la végétation est traitée à l'herbicide basal et foliaire. Basal : emprise avec traitement d'herbicide basal ; Stem-foliaire : emprise avec traitement d'herbicide sur les feuilles et les tiges (Figure tirée de Dreyer et Niering, 1986).

À New York, aux États-Unis, Marshall et Vandruff (2002) ont rapporté que les traitements à herbicide sélectif appliqué sur la souche des arbres avaient modifié la composition de la végétation de l'emprise par rapport à celle qui ne recevait aucun traitement (Tableau 6), bien que ces changements n'étaient pas significatifs.

Les traitements aux herbicides avaient favorisé la strate arbustive, notamment celle pouvant constituer un habitat pour certains oiseaux nicheurs. Le traitement aux herbicides sélectifs appliqués sur la souche des arbres a un impact minime sur le couvert arbustif. La réduction de la densité des arbres est l'objectif spécifique du traitement des souches coupées bien qu'une certaine perte d'arbustes soit généralement inévitable lors de la coupe.

Tableau 6. Changement dans la composition de la végétation d'une emprise après application d'herbicide. Right-of-way : emprise ; Vegetation variable : variables de la végétation ; Untreated : aucun traitement ; Treated : traitement reçu (Tableau tiré de Marshall et Vandruff, 2002).

Right-of-way	Vegetation variable	Mean ± SE <sup>a</sup>		P
		1999	2000	
Untreated	Herbaceous Stems	544.5 ± 140.2	1007.6 ± 85.8	0.0007
	Fern	72.8 ± 42.4	114.3 ± 27.2	0.0167
	Rubus	45.5 ± 16.3	86.1 ± 16.6	0.1965
	Shrub	42.7 ± 14.9	30.7 ± 7.5	0.5272
	Tree	25.3 ± 8.9	23.0 ± 4.2	0.6265
Treated	Herbaceous Stems	520.3 ± 120.4	652.1 ± 57.5	0.1814
	Fern	335.8 ± 93.3	268.6 ± 70.1	0.6391
	Rubus	55.6 ± 13.3	75.2 ± 12.1	0.4538
	Shrub	132.0 ± 34.5	92.7 ± 11.6	0.5529
	Tree	38.2 ± 9.4	28.0 ± 4.4	0.2306

#### **1.2.4 Effets des différents modes de gestion de la végétation des emprises sur la biodiversité**

Le potentiel des emprises des lignes électriques à conserver la biodiversité est de plus en plus reconnu. Le tableau 7 reprend une liste, non exhaustive, d'études sur les effets du mode de gestion de la végétation des emprises sur la biodiversité.

Tableau 7. Quelques effets positifs des différents modes de gestion de la végétation des emprises sur la biodiversité

<b>Études</b>	<b>Mode de gestion de la végétation dans les emprises</b>	<b>Éléments de la biodiversité évalués</b>	<b>Éléments de comparaison</b>	<b>Observations</b>
Marshall et Vandruff (2002)	Herbicides (application sélective) Emprise défichée en 1971, ensuite gérée à l'aide des herbicides sélectifs. Tondus dans les années 1980, puis gérée à nouveau à l'aide des herbicides sélectifs (cycle d'environ 8 ans). Traitement à l'herbicide sur les souches coupées.	Oiseaux (nicheurs)	Emprises traitées à l'herbicide comparée à des emprises ne recevant aucun traitement	Augmentation de la densité d'oiseaux (moucherolles des aulnes, paruline à flancs marrons, moqueur chat) dans les emprises traitées à l'herbicide. Densité d'oiseaux plus élevée dans les emprises traitée par rapport à celles non traitées.
Storm et Choate, (2012)	Abattage périodique d'arbres. Végétation des emprises constituée d'arbres de moins de 9 mètres de haut.	Petits mammifères	Emprises traitées par abattage d'arbres comparées à des habitats de lisières adjacentes contenant des conifères matures.	Densité de petits mammifères plus élevée dans les emprises (181 individus) par rapport aux autres habitats (128 individus). Par exemple, les souris sylvestres et les tamias mineurs étaient plus abondants dans les emprises. Pas de différence dans la composition des espèces entre les deux traitements.
Johnson et al. (1979)	Coupe mécanique de la végétation ligneuse (Bush-hogging). Emprise essentiellement couverte de graminées et arbustes.	Petits mammifères (rongeurs et insectivores)	Emprises comparées à des forêts et à des lisières de forêt	Les emprises ainsi que les lisières - deux écosystèmes perturbés avaient une plus grande diversité de petits mammifères que les forêts.
Russell et al.(2018)	Herbicide sélectif et coupe d'arbres atteignant 3 mètres de haut (cycle de 4 à 5 ans).	Abeilles sauvages	Emprises comparées à des sites témoins adjacents tondus régulièrement (chaque année ou aux deux ans)	Plus grande abondance et diversité des abeilles dans les emprises par rapport aux témoins.

Berg et al. (2013)	Emprise débarrassée de tous les arbustes et débris laissés au sol (cycle de 8 ans)	Papillons	Emprises comparées à des prairies semi-naturelles (pâturages)	Plus grande abondance de la majorité des espèces dans les emprises par rapport aux prairies semi-naturelles.
Lensu et al. (2011)	Emprises situées sur des tourbières drainées et entretenues par coupes mécaniques (cycle de 6 ans), défrichage et maintien de la végétation sans arbres.	Papillons	Emprises comparées à des tourbières drainées et tourbières naturelles	Emprises et tourbières naturelles avaient la plus grande diversité spécifique ainsi qu'une plus grande abondance en papillons que les tourbières drainées.
Steinert et al. (2018).	<p>3 types d'emprises comparées :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Emprise dont la végétation est coupée et les débris laissés sur place.</li> <li>- Emprise dont la végétation est complètement coupée et retirée</li> <li>- Une emprise dont la végétation n'est pas coupée.</li> </ul> <p>Les deux types d'emprises coupées étaient toutes gérées par coupe manuelle de manière à éliminer la végétation ligneuse, et ce, selon un cycle de 5 à 10 ans, en fonction de la productivité locale, de la biomasse laissée au sol.</p>	Plantes favorables aux pollinisateurs (herbacées, arbustes nains, arbustes)	Emprises dont la végétation est coupée et retirée comparées à des emprises dont la végétation est coupée et laissée sur place ainsi qu'à des emprises dont la végétation n'est pas coupée	Les emprises coupées, de manière générale, avaient une plus grande diversité spécifique que les emprises non coupées.
Forrester et al. (2005).	<p>1) Coupe manuelle annuelle consistant à éliminer toute la végétation du site ;</p> <p>2) Coupe à intervalle de 4 ans Coupe manuelle motorisée (débroussailleuse et tronçonneuse) ;</p>	Le lupin bleu ( <i>Lupinus perennis</i> ) et les communautés associées d'espèces nectarifères.	Comparaison entre les emprises dont les différentes gestions de la végétation sont mentionnées.	La présence de plusieurs espèces nectarifères a augmenté après les traitements. Le nombre et la couverture des espèces nectarifères ont augmenté de manière significative après le traitement, le nombre moyen d'espèces

	<p>3) Coupe manuelle motorisée (débroussailleuse et tronçonneuse) suivie de l'application d'herbicide sur la couche ligneuse ;</p> <p>4) Application d'herbicide (mélange de glyphosate) à haut volume sur la tige et les feuilles ;</p> <p>5) Application d'herbicide foliaire (mélange de glyphosate) à faible volume</p>			<p>nectarifères était passé de 13 à 17 en 2002, et la couverture des espèces nectarifères était passée de 18 % à un maximum de 30 % en 1998. Toutefois, cette couverture était plus faible pour le traitement à l'herbicide à haut volume. Absence de différence significative entre les réponses au traitement, en général.</p>
Sydenham et al. (2016)	<p>Coupe de tous les arbres et laissés les débris</p> <p>Coupe des arbres avec enlèvement des débris</p> <p>Emprise non coupée</p>	Abeilles	Les Emprises défrichées (coupée avec et sans retrait des débris) étaient comparées à une emprise non défrichée	Les parcelles de traitement défriché dans les lignes électriques (coupé ainsi que coupée avec retrait des débris) avaient attiré plus d'espèces et d'individus que les parcelles non défrichées. Cet effet a augmenté avec la richesse en espèces de plantes herbacée. Parmi les emprises défrichées, les résultats étaient les mêmes entre les deux traitements lorsque les cleptoparasites étaient éliminés.
Elvigen, S. W. (2016)	1) emprise où la végétation n'est pas coupée, 2) emprise où la végétation ligneuse est coupée et laissée sur place, et 3) emprise où la végétation ligneuse est coupée et retirée du site.	Plantes vasculaires	Emprises coupées (coupe avec et sans retrait des débris) comparées à une emprise dont la végétation n'était pas coupée	La différence entre les traitements avait augmenté après la première année. La richesse spécifique était plus élevée dans les traitements coupe ainsi que coupe avec retrait des débris par rapport au traitement non coupé, et ce, 5 ans après l'expérimentation. Il n'y avait pas de différence significative entre les deux traitements de coupes même si

				le traitement coupe avec retrait avait une richesse spécifique plus élevée que le traitement coupe.
Geibert (1980).	Emprise défrichée en 1979. Coupe selon un cycle de 3 à 5 ans jusqu'en 1955. Pulvérisation avec du 2,4,5-T sur un cycle de 3 ans de 1955 à 1967. En 1970, fin de l'utilisation de l'herbicide. Une seule coupe faite depuis (étude intervenue en 1980, 10 ans après)	Oiseaux	Emprise comparée à la végétation du milieu résidentiel voisin.	Les emprises avaient une richesse spécifique plus élevée que la végétation résidentielle. Les deux tiers des observations dans l'emprise ont été faites dans la strate arbustive (de 0,6 à 7,6 m).

## **Partie 2. Discussion générale**

### **Question 1. Existerait-il un mode de gestion de la végétation dans les emprises de lignes de transport d'électricité qui serait susceptible de nuire ou de favoriser la biodiversité ?**

Le tableau 7 résume les résultats de quelques travaux concernant l'impact des modes de gestion des emprises sur la biodiversité. Plusieurs constats s'en dégagent dont les deux principaux seraient les suivants : les méthodes de gestion de la végétation sont, dans la majorité des études que nous avons consultées, utilisées en combinaison (voir par exemple Russell et al., 2018 ; Russo et al., 2021 ; Garfinkel et al., 2022). Aussi, de façon générale, tous les modes de gestion de la végétation pourraient, dans une certaine mesure, avoir un effet positif sur certaines métriques utilisés pour mesurer la biodiversité (par exemple sur le nombre d'espèces).

Ces propos sont notamment appuyés par Bramble et al. (1994) qui ont comparé les effets de la coupe manuelle à ceux de l'application des herbicides sur le succès de nidification ainsi que sur la diversité des oiseaux nicheurs dans quelques emprises en Pennsylvanie.

Les emprises de leur étude étaient gérées de la manière suivante :

- Coupe manuelle : les arbres et les arbustes avaient été coupés à blanc
- Pulvérisation sélective et basale d'herbicide : les arbres et les grands arbustes avaient été pulvérisés de manière sélective (Access herbicide 1,5 % et de l'eau 98,5 %)
- Tonte et pulvérisation d'herbicide : tonte de la végétation de l'emprise suivie d'une pulvérisation d'herbicide (Tordon 0,75 % et Garlon 0,75 % dans de l'eau 98,5 %) appliquée sur les souches coupées.

Tous ces traitements avaient été appliqués 4 à 5 ans plus tôt. Les résultats de leurs travaux ont démontré que toutes les emprises avaient fourni des habitats favorables aux espèces d'oiseaux nicheurs. Au total, 42 nids de 13 espèces d'oiseaux avaient été trouvés sur les trois emprises et le taux de succès de la nidification avait été en moyenne de 68 % (Tableau 8). Néanmoins, ces résultats n'ont pas été comparés avec des écosystèmes similaires non

traités. Cette dernière étude est donc intéressante pour constater l'effet entre différents les traitements de mode de gestion de la végétation.

Tableau 8. Résumé des oiseaux nichant sur chacune des trois emprises en 1991 et 1992. ROW treatment : traitements dans les emprises ; Handcut : coupe manuelle ; Selective basal spray : traitement sélectif d'herbicide basal ; Mowing plus herbicide : tonte et herbicide ; Avg. : moyenne (Tableau tiré de Bramble et al.,1994).

	ROW treatment			Avg.
	Handcut	Selective basal spray	Mowing plus herbicide	
No. nests Total	12	18	10	13.3
Per acre	3.9	6.4	5.0	5.1
No. species Total	8	8	5	7.0
Per acre	2.6	2.9	2.5	2.7
Clutch size	3.0	2.8	2.8	2.9
Young fledged/nest	1.6	1.8	2.1	1.8
Nesting success	67%	68%	70%	68%

Les espèces d'arbustes qui étaient présents dans les emprises étaient les plus appréciées pour la nidification. Parmi celles-ci, la mûre (*Rubus allegheniensis*) était de loin l'espèce la plus couramment utilisée (11 nids). Elle était suivie par l'hamamélis de Virginie (*Hamamelis virginiana*) (8 nids), le laurier des montagnes (*Kalmia latifolia*) (7 nids) et le bleuet (*Vaccinium spp.*) (5 nids). Deux nids ont été trouvés sur des semis de chêne (*Quercus spp.*) et 2 sur du chêne à feuilles d'ours (*Quercus ilicifolia*). Bien que les plantes herbacées et les graminées aient été utilisées dans une moindre mesure, elles étaient importantes pour certaines espèces comme le bruant des champs, l'espèce la plus commune dans l'emprise, et le tohi. Les plantes herbacées utilisées pour la nidification étaient la fougère dennstaedtie à lobules ponctués (*Dennstaedtia punctilobula*) et la verge d'or (*Solidago spp.*).

Aussi, les différentes modalités dans la gestion de la végétation d'une emprise peuvent produire des effets différents. Par exemple, lors de la coupe à blanc, l'élimination des débris peut accroître la diversité végétale en réduisant la concurrence pour la lumière et l'espace,



et modifier les conditions microclimatiques au niveau du sol en matière d'irradiation solaire, de température et d'humidité. De telles conditions avaient été bénéfiques pour les abeilles comme l'ont rapporté Steinert et al. (2018). Ces auteurs ont évalué les effets de la coupe à blanc (avec ramassage des débris ou pas ; Figure 10) durant trois ans sur les populations d'abeilles.

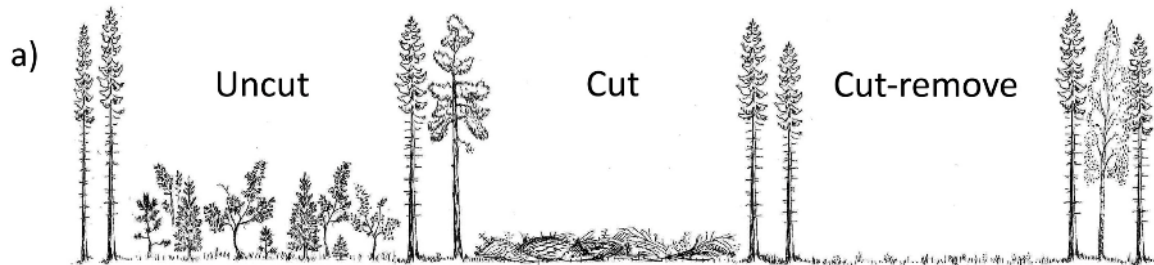


Figure 10. Différentes coupes dans les emprises (coupe et coupe avec ramassage) Uncut : emprise non coupée ; Cut : emprise coupée ; Cut-remove : emprise coupée avec ramassage de débris (Figure tirée de Steinert et al., 2018)

Ils ont constaté que la richesse et l'abondance des espèces d'abeilles augmentaient dans le temps dans les traitements coupe à blanc ainsi que coupe à blanc avec ramassage des débris par rapport au témoin. Parmi les 2887 individus, 20 % avaient été retrouvés dans les emprises non coupées, 31,2 % dans les emprises coupées et 48,7 % dans les emprises coupées avec ramassage des débris. La richesse spécifique des abeilles était en moyenne 30 % plus élevée dans les traitements coupés (coupés avec ramassage et coupés) par rapport au traitement non coupé et l'effet s'était maintenu au cours des trois années d'observation. Ainsi, l'effet positif du ramassage des débris ligneux après la coupe d'entretien sur la diversité taxonomique et fonctionnelle des abeilles s'est maintenu pendant trois ans après le traitement. Cependant, la préservation du bois mort peut être profitable à la biodiversité, notamment aux coléoptères comme l'ont démontré Mikalsen (2012) ou encore Hermansen (2015). Pour ainsi dire, un mode de gestion pourrait être bénéfique à un taxon plutôt qu'à un autre.

Au regard de tout ce qui précède, la question de départ, à savoir : « Existerait-il un mode de gestion de la végétation dans les emprises de transport d'électricité qui serait susceptible de nuire ou de favoriser la biodiversité ? » mériterait d'être reformulée. La végétation des emprises n'a pas la vocation d'être une aire de conservation de la biodiversité à proprement dit. De ce fait, les attentes et les comparaisons vis-à-vis des écosystèmes forestiers

devraient être nuancées. Toutefois, il est un fait que la végétation des emprises peut abriter une certaine biodiversité. Il faudrait, par conséquent, savoir quel serait l'objectif de gestion de la végétation en dehors des raisons éventuelles de stabilité du réseau électrique. Autrement dit, quel(s) seraient les taxons d'intérêt qui pourraient servir d'indicateurs d'un certain maintien (ou d'une augmentation) de la biodiversité. À l'intérieur de la biodiversité, les espèces de papillons ou d'abeilles, par exemple, ont des exigences différentes en ce qui concerne l'habitat et il n'est donc pas simple de prédire pour quelle espèce et dans quelle mesure les emprises pourraient contribuer à augmenter la richesse ou l'abondance des espèces (Berg et al., 2016 ; Sydenham et al., 2016).

Richardson et al. (2017) ont examiné 172 articles concernant l'évaluation de la biodiversité dans les emprises et leurs résultats ont révélé que les principaux « bioindicateurs » (principaux éléments de la biodiversité considérés dans les études recensées) étaient les oiseaux (63 %) ; les plantes (16 %) ; les petits mammifères (5 %) ; les mammifères moyens et larges (5 %) ainsi que les invertébrés terrestres (6 %). Les bioindicateurs sont généralement sélectionnés en raison de diverses considérations de facilité de mesure et d'interprétation, économiques, politiques, des pressions sociétales, et pas uniquement pour des raisons écologiques. Ces auteurs recommandent de choisir des bioindicateurs utiles qui pourraient donner un meilleur aperçu des causes et des effets ainsi que des changements dans la composition des espèces, la structure du paysage et la fonction de l'écosystème. Ce choix devrait être adapté aux habitats des régions dans lesquelles les emprises de lignes de transport d'électricité sont implantées.

Par ailleurs, il est un fait que la gestion de la végétation sous forme de pelouse ne répond plus nécessairement aux attentes esthétiques de la population (voir Garfinkel et al., 2023). De même, une végétation sous les emprises similaire à celle des forêts adjacentes pourrait constituer un danger pour le réseau électrique. Il s'agira donc d'adapter son mode de gestion en fonction de l'écosystème dans lequel l'emprise est installée et de minimiser, restaurer et compenser les impacts sur la biodiversité (Richardson et al., 2017).

Au lieu de chercher à maintenir a priori des assemblages d'espèces animales spécifiques ou de diminuer les écarts entre un écosystème de fin de succession et les emprises, serait-il plus simple de chercher à maintenir des écosystèmes de début de succession similaires à ceux que l'on retrouve localement. Il s'agirait donc de cibler le type de communauté végétale que l'on souhaite maintenir, à partir d'exemples naturels situés à proximité, et d'apporter les bonnes actions. L'utilisation des traits fonctionnels pour quantifier la biodiversité ne serait pas approprié dans toutes les situations, car les espèces végétales de débuts de succession ont souvent des traits fonctionnels différents de celles de fin de succession. Ainsi, il apparaît que de maintenir les emprises dans un stade de début de succession le plus près possible de milieux similaires retrouvés localement, en termes de composition végétale et de traits fonctionnels, engendrerait le moins d'impacts (ou de conditions nouvelles) pour la biodiversité. Suivant les principes de l'aménagement écosystémique en foresterie, s'inspirer du régime de perturbations locales pour aménager les emprises permettrait de diminuer les impacts sur la biodiversité. Par exemple, dans certains types de milieux (ex., en forêt boréale), des coupes à blanc peuvent simuler le passage d'un feu alors que ce genre d'ouverture du couvert est moins approprié dans la forêt tempérée où le régime de perturbations est différent et de plus faible intensité.

### **Encadré 1.**

Il existe de nombreux modes de gestion de la végétation dans les emprises, mais la littérature consultée ne nous a pas permis de dire quel mode de gestion parmi ceux que nous avons abordés, serait plus favorable à la biodiversité qu'un autre. Tout d'abord, les coupes manuelles (ou mécanisées) sont généralement utilisées en association avec l'application des herbicides. Concernant les herbicides, il en existe plusieurs types et elles peuvent être appliqués de différentes façons (application basale ou tige-feuille) ainsi qu'en mélange. La comparaison est d'autant plus difficile en raison du fait que les végétations retrouvées dans les emprises ne constituent pas des environnements uniformes. De ce fait, de nombreux facteurs, en dehors de leur mode de gestion, sont à prendre en compte comme par exemple, leur composition et structure ou encore leur âge. Il est admis et largement reconnu que la végétation dans les emprises possède le potentiel d'abriter une certaine biodiversité et que le mode de gestion de celle-ci affecte ladite biodiversité. Toutefois, un

mode de gestion de la biodiversité pourrait être favorable à un taxon et ne pas l'être à un autre, ce qui rend difficile la généralisation des résultats des travaux ainsi que l'élaboration d'un plan standard de gestion de la végétation dans les emprises. Les gestionnaires devront, par conséquent, élaborer les stratégies de gestion de la végétation en fonction des écosystèmes concernés (composition de la végétation, présence d'arbres à croissance en hauteur élevée, risques d'interférence avec le réseau électrique). Ils devront également être en mesure d'identifier et de suivre plusieurs bioindicateurs clés afin d'être capable d'évaluer, de façon plus large, les effets des modes de gestion de la végétation de leurs emprises sur la biodiversité en comparaison avec les écosystèmes forestiers adjacents.

**Question 2. Est-ce que les activités de maîtrise de la végétation dans les emprises de transport d'électricité ont un impact différent sur la biodiversité selon qu'elles sont pratiquées en forêts de conifères, mixtes ou feuillues ?**

Afin de répondre à cette question, Johnson et al. (1979) se sont intéressés aux impacts de la construction et de la maintenance des emprises sur les populations de petits mammifères et aviaires dans les emprises situées dans des forêts de pins et de feuillus de l'est du Tennessee. Pour ce faire, ils ont comparé des emprises coupées à blanc et entretenues de façon similaire à leurs lisières ainsi qu'aux forêts adjacentes.

- Le site de feuillus de leur étude était dominé par des chênes (*Quercus alba*, *Q. prinus*), des caryers (*Carya spp.*) et des peupliers jaunes (*Liriodendron tulipifera*), avec un sous-étage clairsemé principalement composé d'herbes à puce (*Rhus radicans*) et de bleuets (*Vaccinium spp.*).
- Le site de pins comprenait une plantation de pins à encens (*Pinus taeda*) avec un sous-bois dense de chèvrefeuille du Japon (*Lonicera japonica*). La moitié de l'emprise a été plantée de fétuque (*Festuca rubra*) après le défrichage, tandis qu'une autre partie a pu se développer naturellement. En raison de l'élagage périodique (coupe mécanique de la végétation ligneuse), cette emprise était maintenue dans un état d'herbe et d'arbustes avec des jeunes arbres dispersés, du sumac (*Rhus typhina*), des mûres (*Rubus spp.*) et une couverture végétale de fétuque et de genêt à balais (*Andropogon virginicus*).

Les résultats de piégeage de leur étude ont révélé que la musaraigne à queue courte (*Blarina brevicauda*), le tamia rayé (*Eutamias striatus*) et la souris à pattes blanches (*Peromyscus leucopus*) ont été trouvés dans tous les habitats (Tableau 9). Le campagnol des pins (*Microtus pinetorum*) et la souris des moissons (*Reithrodontomys humulis*) étaient présents dans la plupart des communautés tandis que la souris dorée (*Ochrotomys nuttalli*) n'avait été capturée que dans la forêt de pins ainsi que dans la lisière de forêt de pins, et le rat du coton (*Sigmodon hispidus*) uniquement dans la lisière de feuillus ainsi que dans l'emprise de feuillus.

Tableau 9. Abondance des petits mammifères (nombre total d'individus capturés X 100/nombre de pièges dans chaque communauté) dans les communautés situées à l'intérieur et à proximité d'une emprise de ligne électrique de 91 m de large dans l'est du Tennessee. Hardwood : feuillus ; Pinus : conifères ; Forest : forêt ; Edge : lisière ; ROW : emprise. (Tableau tiré de Johnson et al., 1979)

Community no. traps	Hardwood			Pine		
	Forest* 140	Edge* 84	ROW 42	Forest* 160	Edge* 96	ROW 48
<i>Species:</i>						
Short-tailed shrew	19	38	43	80	49	35
White-footed mouse	15	33	12	24	20	27
Eastern chipmunk	27	37	7	30	10	2
Pine vole	0	17	50	16	31	23
Eastern harvest mouse	0	1	10	0	4	13
Golden mouse	0	0	0	10	14	0
Cotton rat	0	1	2	0	0	0
Total abundance	61	127	124	160	128	100

La diversité (Indice de Shannon, H') était maximale et pratiquement identique dans les emprises ainsi que dans les lisières des pins et des feuillus, mais elle était plus faible dans les forêts (pins et de feuillus). En général, les communautés des lisières et des emprises, qu'elles soient bordées de forêts de pins ou de feuillus, présentaient une plus grande richesse en espèces de petits mammifères. Les emprises offraient des habitats à deux espèces de petits mammifères (souris des moissons de l'Est, rat du coton) absentes des forêts de pins ou de feuillus adjacentes. Toutefois, l'abondance relative des espèces dans les emprises (y compris les lisières) était différente en raison de la présence d'espèces peu communes ou de la forte présence d'une ou deux espèces par rapport aux autres.

Les forêts de feuillus, les seuls habitats régénérés naturellement dans cette étude, étaient caractérisées par une faible diversité, une faible abondance totale et une faible richesse en espèces. Cependant, les auteurs rapportent que les résultats concernant la diversité des petits mammifères étaient contraires à ceux observés pour la diversité aviaire évaluée dans

les mêmes emprises. En effet, la diversité aviaire dans les emprises (de feuillus et de pins) était considérablement inférieure à celle de la forêt de feuillus adjacente aux lignes électriques, fort probablement parce que les emprises offrent moins de diversité d'habitats (elles sont plus homogènes).

Il est évident que le remplacement de la forêt par une emprise ainsi que son mode d'entretien affecteront différemment les différentes composantes de la biodiversité. Dans l'exemple ci-dessus concernant les deux groupes de vertébrés - petits mammifères et oiseaux, le remplacement des forêts par une végétation basse (qui souvent n'existe pas en forêt à couvert fermée) a réduit considérablement la diversité de la hauteur du feuillage tout en éliminant la canopée, ce qui a eu des conséquences négatives sur la richesse spécifique des oiseaux. Toutefois, ce même traitement permet d'augmenter la couverture et la densité d'une végétation basse qui fournit des pistes protectrices et des sites de nidification pour de nombreux petits mammifères (Johnson et al., 1979). Par conséquent, les jugements sur les effets bénéfiques ou néfastes des emprises de lignes de transport d'électricité sur la biodiversité ne peuvent pas être formulés sur la base des tendances d'un seul groupe d'organismes (Johnson et al., 1979 ; Richardson et al., 2017). Dans le cas présent, des études sur des groupes supplémentaires (par exemple, les mammifères de taille moyenne ou encore les insectes) pourraient venir compléter l'évaluation des effets des emprises sur la biodiversité (Johnson et al., 1979).

Les travaux de Johnson et al. (1979) ont le mérite d'avoir comparé des emprises de forêts de conifères et de feuillus dont la végétation aurait été gérées de façon assez similaires. Toutefois, les résultats auraient pu être différents si ces derniers s'étaient intéressés à d'autres taxons. En effet, les stratégies de gestion qui augmentent l'exposition au soleil dans les emprises peuvent être bénéfiques pour les organismes thermophiles, tels que les abeilles. Par contre, les organismes qui ont besoin d'environnements humides (par exemple, les gastéropodes et les amphibiens) peuvent préférer des habitats plus ombragés correspondant à un stade plus avancé de succession (Sydenham et al. (2016). À l'issue de leur revue de littérature, Wojcik et al. (2012) mentionnaient le fait que les études concernant la biodiversité dans les emprises, en particulier les insectes pollinisateurs,

avaient une portée temporelle limitée (généralement une saison ou une année), ce qui ne permet pas d'évaluer correctement les pollinisateurs dont on sait que les populations varient avec le temps. De plus, même parmi les espèces d'abeilles, les besoins en matière d'habitat diffèrent considérablement. Il n'est donc pas recommandé d'évaluer le succès des plans de gestion en se basant uniquement sur l'effet sur la richesse et l'abondance des espèces d'abeilles, car ces indices peuvent fournir des informations écologiques limitées (Sydenham et al. (2016). En effet, la réponse des espèces d'abeilles aux changements d'utilisation des terres peut s'expliquer par des traits fonctionnels, tels que l'emplacement des sites de nidification, la taille du corps, la spécialisation florale et la phénologie (Sydenham et al. (2016 ; Steinert et al., 2018).

Par conséquent, si l'objectif de la gestion est d'améliorer les conditions d'habitat pour une grande variété d'organismes, et donc de maximiser les effets positifs sur la diversité, les gestionnaires peuvent donc avoir besoin d'appliquer une combinaison de différentes stratégies de gestion pour s'adapter aux besoins en matière d'habitat de chaque groupe d'organismes (Sydenham et al. (2016).

Pour revenir à la question de départ, à savoir : « Est-ce que les activités de maîtrise de la végétation dans les emprises de transport d'électricité ont un impact différent sur la biodiversité selon qu'elles sont pratiquées en forêts de conifères, mixtes ou feuillues ? ». Il s'agit là d'une question très large. Par exemple, la réponse pourrait dépendre du mode de gestion en question. Il a été rapporté que les modes de gestion évoqués dans ce document auront des effets différents sur la biodiversité. Cette évidence nous renvoie à la question de savoir sur quel(s) élément(s) de la biodiversité (bioindicateurs) s'appuierait-on pour évaluer les gains ou les pertes ?

Le déclin de la biodiversité dans les champs agricoles a conduit Scheper et al. (2013) à mener une méta-analyse afin de savoir si le contexte paysager (un des facteurs environnemental) pouvait influencer le succès des programmes agroenvironnementaux initiés pour améliorer la biodiversité dans les champs agricoles. Ces auteurs se sont concentrés sur les insectes pollinisateurs suivants les abeilles, les syrphes et les papillons



de nuit et ils ont en effet constaté que le contexte paysager avait une influence sur l'efficacité des mesures mises en place en faveur de la biodiversité (par exemple l'effet était plus important dans les paysages simples par rapport aux paysages complexes). Nous n'avons pas trouvé d'études similaires concernant les effets de la gestion des emprises sur la biodiversité, à l'échelle des paysages. Toutefois, il nous est permis de penser qu'en raison des différences entre les forêts de feuillus et de conifères, notamment en ce qui concerne la structure et la composition ou encore l'âge des forêts, que des effets seraient différents. Par exemple, Steinert et al. (2018) ont démontré que des facteurs comme la densité des tiges pouvaient avoir une influence sur la réponse de la biodiversité. Aussi, d'autres facteurs abiotiques très peu étudiés comme par exemple l'influence des sols ou celle de la pente (voir Ivanova, 2014) ou encore l'accès à la lumière et les conditions météorologiques (Steinert et al., 2018) pourraient également avoir un impact sur la réponse de la biodiversité. Bien qu'il existe des travaux qui tentent de prédire la composition des forêts boréales après des cycles de perturbations naturelles et que des patrons de succession aient été établis (par exemple Bergeron et Dansereau, 1993). Il n'en est pas de même pour les effets de la gestion des emprises sur la biodiversité. En effet, il ne s'agit pas uniquement de prédire une succession végétale, mais d'être en mesure d'évaluer une mosaïque de modes de gestion de la végétation dans des environnements différents. Les conclusions des travaux concernant les effets de l'entretien voire de la construction des emprises sur la biodiversité sont difficilement généralisables, car ils s'appliquent à une échelle spatiale restreinte – celle de la parcelle (peuplement) (Johnson et al., 1979 ; Richardson et al., 2017). Selon l'ampleur de la déforestation, la construction accrue de lignes à haute tension pourrait entraîner des conséquences différentes sur la diversité du paysage. Par conséquent, bien qu'il demeure utile de disposer de plus d'informations sur les effets au niveau des parcelles – notamment pour les groupes d'espèces négligées, les impacts des lignes électriques sur la diversité doivent être étudiés à la fois au niveau des parcelles et au niveau du paysage (régional) (Johnson et al., 1979 ; Richardson et al., 2017).

### **Encadré 2.**

Il est un fait que le remplacement d'un écosystème forestier (feuillus, conifère ou mixte) par une emprise ainsi que le mode d'entretien de la végétation de cette dernière affecteront

différemment les diverses composantes de la biodiversité. Les emprises situées dans des écosystèmes forestiers à conifères ou à feuillus peuvent abriter une plus grande diversité spécifique que leurs forêts adjacentes. Toutefois, ces propos sont à nuancer, le but n'étant pas de considérer les emprises comme des aires de conservation de la biodiversité proprement dites. Ici encore, comme le démontre l'étude de Johnson et al. (1979) – l'unique étude consultée qui compare des emprises ayant une gestion similaire dans écosystèmes de feuillus et de conifères, le mode de gestion aura un effet différent selon le taxon considéré. Dans leur cas, la diversité spécifique des petits mammifères avait augmenté alors que celle des oiseaux avait baissé. Les effets du mode de gestion de la végétation dans les emprises, qu'il s'agisse de celles situées dans des forêts de feuillus ou de conifères ou encore des forêts mixtes, devront être évalués en tenant compte des facteurs mentionnés dans l'encadré 1.

Nous revenons donc à l'une de nos conclusions de la question précédente, c'est-à-dire que le choix de la méthode de gestion de la végétation pourrait s'inspirer des régimes de perturbations locaux afin de chercher à recréer et maintenir des écosystèmes de début de succession ainsi que leurs communautés végétales et animales associées (en s'inspirant des écosystèmes locaux). Il pourrait donc s'avérer plus optimal d'un point de vue de la biodiversité d'utiliser des méthodes de gestion de la végétation adaptées localement plutôt que d'appliquer des mesures universelles à la grande de la province.

### **Question 3. Est-ce que le type d'entretien de la végétation a une influence sur la succession végétale, en particulier s'il a lieu après le déboisement initial ?**

Les forestiers ont généralement le désir de manipuler la succession de sorte à favoriser la croissance des espèces désirables et de restreindre celle des espèces qui le sont moins. Dans le contexte d'une exploitation forestière, bien que celle-ci puisse radicalement modifier la composition de la forêt, le développement qui suit une coupe à blanc est généralement orienté vers une composition d'espèces semblables à la communauté forestière précédente (Brown, 1994). Cependant, cette tendance peut s'avérer problématique lorsqu'il s'agit de la végétation des emprises où il est généralement question de favoriser et de maintenir une végétation basse qui n'interférera pas avec les lignes électriques (Brown, 1994 ; Eldegard et al., 2017).

En Ontario, dans un boisé situé au nord-est de Toronto, Brown (1994) s'est intéressé aux changements dans la végétation des emprises situées dans une forêt de feuillus au cours des 6 premières années après la coupe à blanc. La forêt de l'étude était dominée par l'érable à sucre (*Acer saccharum Marsh.*), le frêne blanc (*Fraxinus americana L.*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides Michx.*) et le cerisier tardif (*Prunus serotina*). Les autres arbres présents étaient la pruche (*Tsuga canadensis L. Carr.*), le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia Ehrh.*), l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana Mill. K. Koch.*), le pommier (*Malus spp.*), l'aubépine (*Crataegus spp.*), le tilleul d'Amérique (*Tilia americana L.*) et le noyer cendré (*Juglans cinerea L.*). L'âge moyen des arbres variait de 15 ans pour le noyer cendré, à 45 ans pour la pruche. Les individus les plus âgés présents étaient le hêtre (100-125 ans) et l'érable à sucre (150-185 ans). Le site avait été coupé à blanc pendant l'automne et l'hiver 1984-1985. Le bois et les broussailles avaient été enlevés et aucun herbicide n'avait été appliqué.

L'auteur a évalué la survie des souches ainsi que celle des pousses et des drageons, et ce, chaque année entre 1985 et 1990 afin d'évaluer la composition de la végétation de cette emprise après une coupe à blanc. Concernant lesdits changements, l'auteur a constaté que la coupe à blanc de 1984 avait été suivie d'un établissement rapide des espèces ligneuses.

Le nombre de leurs tiges avait rapidement augmenté, passant d'une densité de 4,5 tiges/m<sup>2</sup> (au printemps 1985) à un maximum de 31,8 tiges/m<sup>2</sup> (à l'automne 1986) puis il a diminué à 22,1 tiges/m<sup>2</sup> (à l'automne 1990) (Figure 11).

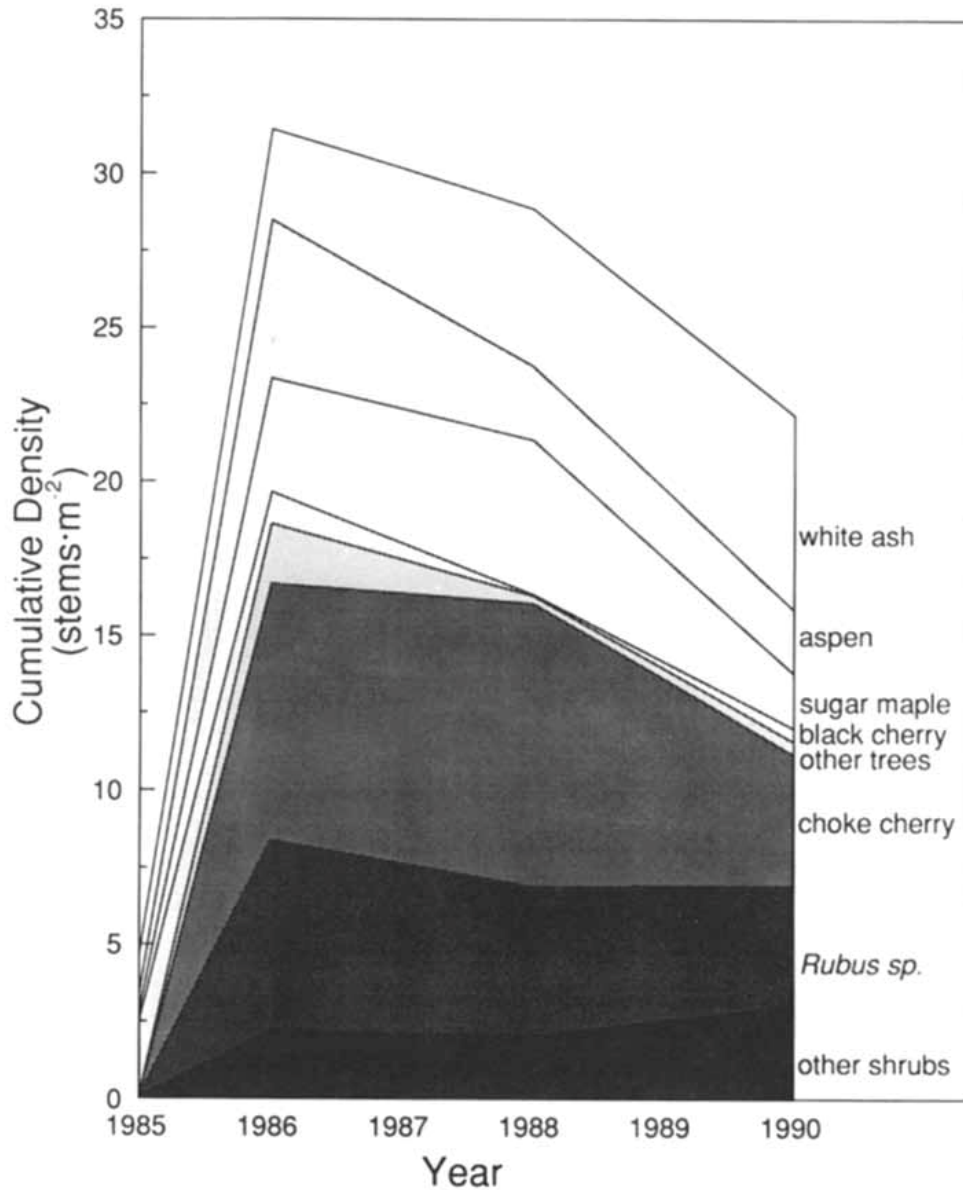


Figure 11. Densité cumulative de toute la végétation ligneuse sur le site au printemps 1985 et aux automnes 1986, 1988 et 1990, estimée à l'aide de quadrats de 1 x 1 m. (Figure tirée de Brown, 1994).

Les grands changements ont été l'augmentation des arbustes du sous-étage comme le cerisier de Virginie (*Prunus virginiana*), le framboisier (*Rubus idaeus* et *Rubus occidentalis*) et le peuplier faux-tremble entre 1985 et 1986. Ensuite, il a été constaté le déclin du nombre de cerisiers de Virginie et de peupliers faux-trembles entre 1986 et 1990.

En 1990, le frêne blanc était l'espèce la plus abondante (6,3 tiges /m<sup>2</sup>), tandis que tous les autres arbres représentaient une densité combinée de 4,9 tiges/m<sup>2</sup>. Le cerisier de Virginie et le framboisier constituaient une part importante de la densité des tiges ligneuses restantes (10,9 tiges/m<sup>2</sup>).

De manière générale, le retour de la végétation était dominé par les espèces de la communauté précédente. L'invasion rapide par le framboisier et le cerisier de Virginie, suivie d'un remplacement graduel par des espèces plus tolérantes à l'ombre, est un modèle commun à de nombreuses successions secondaires. Leur diminution (cerisier et framboisier) étant liée à une forte compétition entre les arbres et l'apparition graduelle d'une canopée devenant de plus en plus dense et faisant de plus en plus d'ombre. Les espèces d'arbres feuillus dépendent notamment de la reproduction végétative et des semis (banque de graines). Dans cette étude, c'est la reproduction végétative qui était la source la plus importante de tiges après la coupe à blanc (Figure 12).

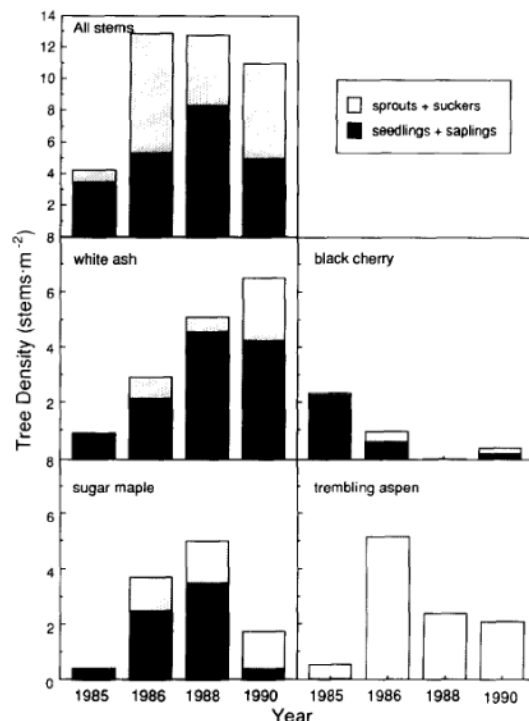


Figure 12. Contribution des semis et des rejets (et des drageons) à la densité des quatre principaux arbres du site entre le printemps 1985 et les automnes 1986, 1988 et 1990, estimée à l'aide de quadrats de 1X 1 m (Figure tirée de Brown, 1994).

La diminution observée du nombre de pousses par souche était, quant à elle, le résultat d'un processus d'auto-éclaircie étant donné que les souches ne possèdent que des surfaces et des ressources limitées (Figure 13).

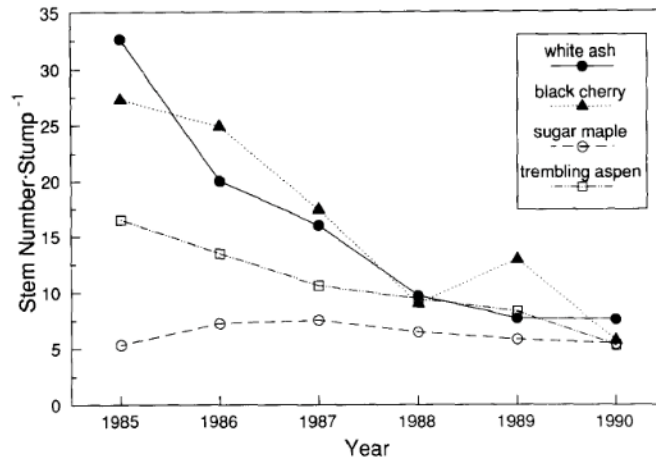


Figure 13. Nombre moyen de pousses (ou drageons) associées aux souches survivantes situées de façon permanente dans les chutes de 1985 à 1990. Stem Number Stump : nombre de tiges par souche (Figure tirée de Brown, 1994).

Étant donné que la reproduction végétative joue un rôle important dans le processus de régénération des forêts de feuillus, il est donc possible pour les gestionnaires d'intervenir et de la manipuler selon les objectifs de gestion de la végétation (Brown, 1994). Des facteurs comme les conditions du site, les conditions de croissance, la réserve de nutriments dans le système racinaire et la santé générale de l'arbre avant la coupe affecteront la capacité des arbres à se reproduire. Les facteurs que le forestier pourrait manipuler comprennent, entre autres, la période de l'année à laquelle l'arbre est abattu, la méthode de coupe et la hauteur de la souche. Les arbres coupés pendant la saison de dormance ont tendance à produire plus de pousses que ceux coupés pendant la saison de croissance (Brown, 1994). La densité des rejets dépendra du degré de mortalité des souches et de la production initiale de rejets, qui peut être prédite à partir de la composition des espèces sur le site (Brown, 1994).

Les sites avec une composante de tremble avant la coupe seront dominés par le tremble, puis par les rejets des feuillus tolérants à l'ombre à mesure que le tremble décroîtra (Figure 14). Au début, de fortes densités d'arbustes comme le cerisier de Virginie et le framboisier

concurreront les arbres qui s'établissent par graines, mais ils seront envahis et remplacés par les semis et rejets d'arbres. Le repeuplement du frêne blanc (ainsi que d'autres espèces) se fera très probablement à partir de graines plutôt que des rejets. Si la composition des rejets sur le site est adéquate (c.-à-d. la régénération est composée d'essences désirées), leur gestion peut être réalisée par un éclaircissage sélectif au début du développement. Si le site est géré de manière à produire des arbres autres que ceux des rejets présents, une gestion intensive du site réduisant à la fois les rejets et les arbustes concurrents sera nécessaire. Si le résultat souhaité est une zone sans arbres, comme une emprise, alors une méthode qui élimine les rejets mais encourage la croissance de la végétation concurrente aux arbres et des arbustes serait avantageuse (Brown, 1994).

Toujours concernant la succession de la végétation après un déboisement initial, Eldegard et al. (2017) ont évalué 51 sites d'emprises dans le sud-est de la Norvège dont l'âge depuis la coupe à blanc variait de 24 à 81 ans. Tous les sites étaient situés dans des forêts boréales et les espèces d'arbres dominantes étaient *Picea abies*, *Pinus sylvestris* tandis que *Betula spp.* étaient les arbres à feuilles caduques les plus courants, suivi de *Sorbus aucuparia*, *Salix spp.* et *Populus tremula*. Les emprises avaient été soumises à un régime similaire de gestion, à savoir : coupe manuelle de toute la végétation ligneuse tous les 5 à 12 ans (aucun produit chimique utilisé) et coupe sélective des grands arbres tous les 5 ans sur les sites à fort potentiel de productivité. Les auteurs avaient émis l'hypothèse selon laquelle l'augmentation de l'irradiation solaire dans les emprises défrichées (à canopée ouverte) devrait entraîner un déclin des espèces relativement adaptées à l'ombre telles que la myrtille, tout en donnant naissance à des habitats adaptés aux espèces plus performantes à la lumière telles que la bruyère (*Calluna vulgaris*) qui à son tour fournirait des ressources en nectar et en pollen aux insectes tels que les abeilles et les papillons. Une gestion appropriée des emprises pourrait ainsi également bénéficier aux organismes d'autres niveaux trophiques comme nous en avons discuté plus haut. Aussi, étant donné que la repousse des forêts est empêchée par des défrichements d'entretien réguliers, il pourrait y avoir un potentiel pour que des espèces de plantes herbacées et de graminoides tolérantes à la lumière – y compris des espèces de prairies semi-naturelles – s'établissent dans les emprises.

Au total, Eldegard et al. (2017) ont recensé 201 espèces de plantes vasculaires dans les emprises contre 161 espèces dans la forêt adjacente, avec 33 espèces classées comme étant des espèces de prairies semi-naturelles (c.-à-d. des prairies perturbées par l'homme). En moyenne, la richesse et la diversité végétales étaient plus élevées dans les emprises par rapport aux forêts adjacentes, y compris la richesse des plantes herbacées (à la fois les espèces tolérantes et intolérantes à l'ombre) (Figure 14).

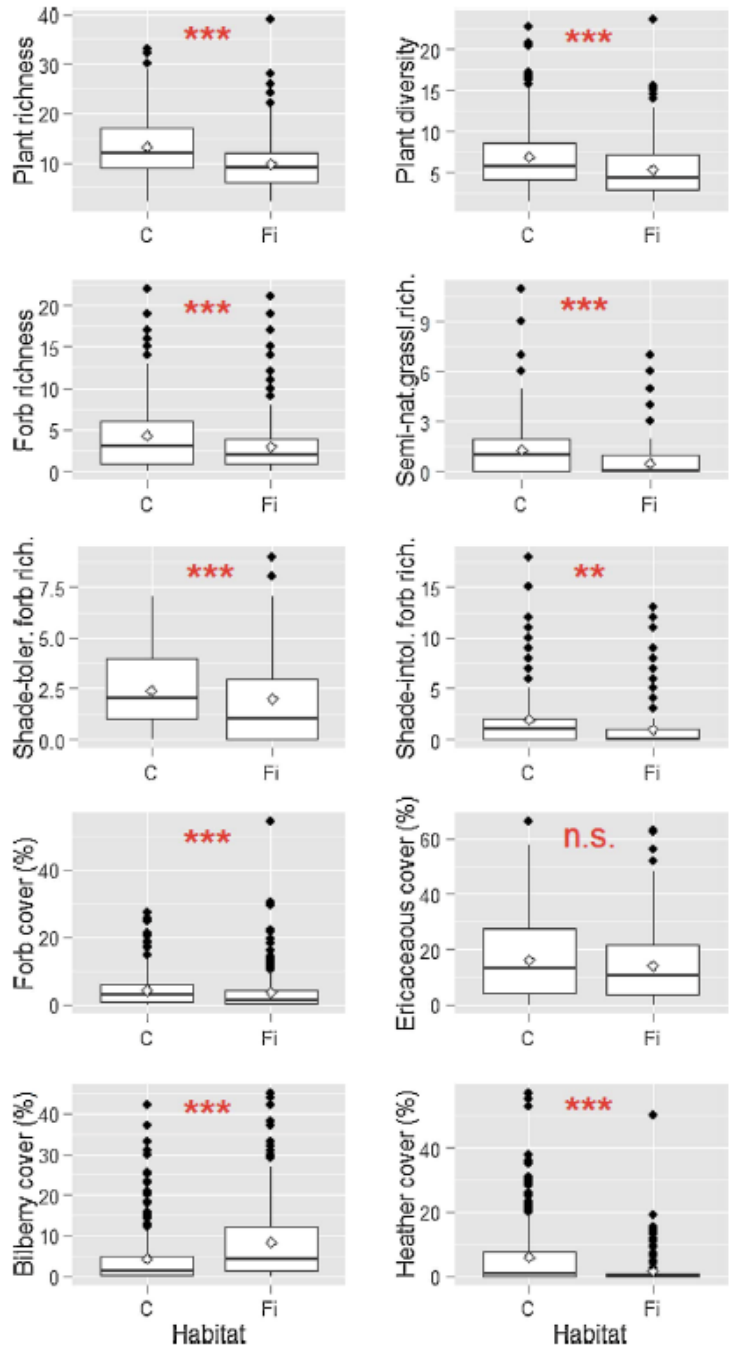




Figure 14. Boîtes à moustaches pour les valeurs observées de dix variables de réponse des plantes, mesurées dans des parcelles placées respectivement au centre de la clairière de la ligne électrique (C) et à l'intérieur de la forêt (Fi) à 100 m de la forêt adjacente. Les mesures de richesse et de diversité sont calculées à partir de la richesse additionnée pour cinq sous-parcelles de 1 m<sup>2</sup> dans chaque parcelle (Fig. 1), et les mesures de couverture sont la moyenne de cinq sous-parcelles. Les losanges indiquent les moyennes observées. Les astérisques indiquent les niveaux de signification (\*\*\*P < 0,0001, \*\*P < 0,001) pour les comparaisons par paires des moyennes des habitats. n.s. = aucune différence significative. (Figure tirée de Eldegard et al., 2017). Plant richness : richesse spécifique ; forb richness : diversité des plantes herbacées ; shade-tolerant forb plant richness : diversité des plantes herbacées tolérantes à l'ombre ; forb cover % : % de couverture des plantes herbacées ; bilberry cover % : % de couverture des myrtilles ; Plant diversity : diversité végétale ; semi-natural grassland richness : diversité des prairies semi-naturelles ; shade-intolerant herbaceous plant richness : diversité des plantes herbacées intolérantes à l'ombre ; ericaceous plant cover % : % de couverture des éricacées ; heath cover % : % de couverture des bruyères.

En ce qui concerne les éricacées, il n'y avait pas de différence entre les emprises et les forêts adjacentes à l'exception des myrtilles qui étaient plus abondantes dans la forêt que dans les emprises, alors que c'était l'inverse pour la bruyère. La myrtille est considérée comme une espèce intermédiaire en ce qui concerne la demande en lumière. La couverture de la canopée qui est corrélée à l'âge de la forêt et au volume des arbres sont des facteurs pouvant expliquer la variation de l'abondance de la myrtille. En revanche, la bruyère est une espèce de lumière et les perturbations ont un impact positif sur sa régénération. La richesse plus élevée des espèces de prairies semi-naturelles dans les emprises démontre que leur gestion avait favorisé ce groupe d'espèces. Les espèces de prairies semi-naturelles inventoriées dans cette étude étaient, entre autres, *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis capillaris* et *Hypericum maculatum* – des espèces communément retrouvées dans les prairies et les pâturages. Ainsi, la végétation de succession dans les emprises pourrait avoir une richesse en espèces végétales plus élevée que les forêts plus matures. En effet, les défrichements réguliers des arbres dans les emprises influencent les conditions de luminosité et le cycle des nutriments, et ces derniers ont un impact sur la richesse et la diversité des plantes.

### **Encadré 3.**

Le déboisement total crée des conditions favorables au développement d'une communauté végétale composée d'espèces de début de succession qui profitent notamment des conditions d'intensité lumineuse. Au fur et à mesure que la canopée deviendra dense, ces espèces laisseront la place à celles qui sont plus tolérantes à l'ombre. En général, avec le temps, le retour de la végétation sera dominé par les espèces de la communauté précédente. Les gestionnaires peuvent de ce fait intervenir au cours de cette succession végétale en

réalisant des éclaircissements sélectifs des repousses et des rejets des arbres qui pourraient devenir problématiques pour la stabilité du réseau électrique en favorisant une végétation basse composée d'arbustes et de végétation de prairie. Par la suite, les cycles d'entretien de la végétation de ces emprises devraient être élaborés de façon à maintenir cette végétation. Aussi, le type d'entretien à privilégier pourrait différer de la méthode utilisée au départ pour créer l'emprise. Tout dépendant du type de végétation retrouvé initialement sur le site et du type de végétation qui s'y régénérera.

## Conclusion

Les emprises des lignes de transport d'électricité ont le potentiel d'abriter la biodiversité. Bien qu'elle soit continuellement entretenue afin de maintenir la stabilité du réseau électrique, la végétation dans les emprises peut contenir, dans bien des cas, une plus grande biodiversité que les écosystèmes adjacents – incluant les forêts adjacentes. Toutefois, il est difficile de prédire dans quelle mesure ces espaces verts pourraient servir d'aire de conservation de la biodiversité, notamment en raison de l'hétérogénéité de la végétation retrouvée dans les différentes emprises. De plus, les effets varieront en fonction du mode de gestion de ladite végétation, notamment la méthode de gestion, son intensité ainsi que sa récurrence. Tous les modes de gestion de la végétation dans les emprises (coupes manuelle, mécanisée et herbicides) peuvent favoriser le maintien, voire l'augmentation de la biodiversité. Cependant, une telle conclusion doit être nuancée et ne peut pas être généralisée, car un mode de gestion pourrait favoriser un taxon (bioindicateur) au détriment d'un autre.

L'hétérogénéité en ce qui concerne la végétation dans les emprises (composition, structure, âge) rend difficile l'élaboration d'un plan uniforme de gestion de la végétation qui serait profitable à la biodiversité dans son ensemble. De plus, d'autres facteurs abiotiques peu évalués comme les sols peuvent avoir une influence sur la réponse de la biodiversité. De façon générale, une gestion des emprises consistera à une élimination sélective des arbres de grande taille et à la promotion de communautés végétales à croissance basse et relativement stables composées d'herbes, de plantes herbacées et d'arbustes (Nowak et Ballard, 2005). Les gestionnaires des services chargés des lignes électriques ont, de ce fait, la responsabilité d'élaborer des modes de gestion de la végétation adaptés aux écosystèmes concernés. Par exemple, selon Eldegard et al. (2017), la planification de nouvelles lignes électriques, notamment dans les zones boisées à haute valeur de conservation devraient être évitées. Pour les lignes électriques existantes avec une forêt adjacente à haute valeur de conservation, la priorité devrait être de minimiser les effets de bordure sur la communauté végétale dans la forêt adjacente. En pratique, cela signifierait un défrichage moins intensif (sélectif, visant les espèces qui seraient incompatibles avec le réseau) pour minimiser le contraste avec la lisière.

## Bibliographie

- Bramble, W. C., Yahner, R. H., & Byrnes, W. R. (1994). Nesting of breeding birds on an electric utility line right-of-way. *Journal of Arboriculture*, 20, 124-124.
- Brown, D. (1994). The development of woody vegetation in the first 6 years following clear-cutting of a hardwood forest for a utility right-of-way. *Forest ecology and management*, 65(2-3), 171-181.
- Berg, Å., Ahrné, K., Öckinger, E., Svensson, R., & Wissman, J. (2013). Butterflies in semi-natural pastures and power-line corridors—effects of flower richness, management, and structural vegetation characteristics. *Insect conservation and diversity*, 6(6), 639-657.
- Berg, Å., Bergman, K. O., Wissman, J., Žmihorski, M., & Öckinger, E. (2016). Power-line corridors as source habitat for butterflies in forest landscapes. *Biological conservation*, 201, 320-326.
- Bergeron, Y., & Dansereau, P. R. (1993). Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. *Journal of Vegetation Science*, 4(6), 827-832.
- Biasotto, L. D., & Kindel, A. (2018). Power lines and impacts on biodiversity: A systematic review. *Environmental Impact Assessment Review*, 71, 110-119.
- Burgos, N. R., Tranel, P. J., Streibig, J. C., Davis, V. M., Shaner, D., Norsworthy, J. K., & Ritz, C. (2013). Confirmation of resistance to herbicides and evaluation of resistance levels. *Weed Science*, 61(1), 4-20.
- Cerrai, D., Watson, P., & Anagnostou, E. N. (2019). Assessing the effects of a vegetation management standard on distribution grid outage rates. *Electric Power Systems Research*, 175, 105909.
- Çoban, S., Balekoğlu, S., & Özalp, G. (2019). Change in plant species composition on powerline corridor: a case study. *Environmental monitoring and assessment*, 191(4), 200.
- Darveau, M., & Bellefleur, P. (1984). Dynamique de la végétation d'emprises de lignes de transport d'énergie. *Canadian journal of botany*, 62(8), 1730-1738.
- Dreyer, G. D., & Niering, W. A. (1986). Evaluation of two herbicide techniques on electric transmission rights-of-way: development of relatively stable shrublands. *Environmental Management*, 10, 113-118.
- Eldegard, K., Eytayo, D. L., Lie, M. H., & Moe, S. R. (2017). Can powerline clearings be managed to promote insect-pollinated plants and species associated with semi-natural grasslands?. *Landscape and Urban Planning*, 167, 419-428.
- Elvigen, S. W. (2016). *Power line clearings: suitable habitat for semi-natural grassland species?* (Master's thesis, Norwegian University of Life Sciences, 37p.
- Eytayo, D. L. (2014). Shifts in plant communities caused by vegetation clearing in power-line corridors. Master's thesis, Norwegian University of Life Sciences, 30p.
- Eytayo, D. L., & McCarthy, B. C. (2020). Plant community composition in two human-modified landscapes, a powerline corridor and an old field. *Castanea*, 85(1), 185-198.
- Feintuch, P., & Lenci, C. (1974). Lignes électriques et incendies de forêts. *Revue forestière française*, 26(S), 99-104.

- Forrester, J. A., Leopold, D. J., & Hafner, S. D. (2005). Maintaining critical habitat in a heavily managed landscape: effects of power line corridor management on Karner blue butterfly (*Lycaeides melissa samuelis*) habitat. *Restoration Ecology*, 13(3), 488-498.
- Gangstad, E. O. (2018). Programs of right-of-way control. Chapter 12. In *Weed Control Methods for Rights of Way Management*. CRC Press, pp.153-161. <https://doi.org/10.1201/9781351077712>
- Garfinkel, M., Hosler, S., Roberts, M., Vogt, J., Whelan, C., & Minor, E. (2023). Balancing the management of powerline right-of-way corridors for humans and nature. *Journal of Environmental Management*, 330, 117175.
- Garfinkel, M., Hosler, S., Whelan, C., & Minor, E. (2022). Powerline corridors can add ecological value to suburban landscapes when not maintained as lawn. *Sustainability*, 14(12), 7113.
- Geibert, E. H. (1980). Songbird diversity along an urban powerline right-of-way in Rhode Island. *Environmental Management*, 4(3), 205-213.
- Hermansen, I. (2015). *Species richness and abundance of saproxylic beetles in power-line corridors: effects of different management practices* (Master's thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås).
- Hydro-Québec (2013). Maîtrise intégrée de la végétation dans les emprises. Synthèse des connaissances environnementales pour les lignes et les postes (1973-2013). 39p. En ligne : [https://www.hydroquebec.com/data/developpement-durable/pdf/19\\_MaitriseIntegreeVegetation.pdf](https://www.hydroquebec.com/data/developpement-durable/pdf/19_MaitriseIntegreeVegetation.pdf) (accès le 10 février 2024).
- Ivanova, N. (2014). Differentiation of forest vegetation after clear-cuttings in the Ural Mountains. *Modern Applied Science*, 8(6), 195.
- Johnson, W. C., Schreiber, R. K., & Burgess, R. L. (1979). Diversity of small mammals in a powerline right-of-way and adjacent forest in east Tennessee. *American Midland Naturalist*, 231-235.
- Johnstone, R. A. (2008). Vegetation Management Best Practices for Reliability and Ecosystem Management. In *Environmental Concerns in Rights-of-Way Management: Eighth International Symposium*, 12-16 September 2004, Saratoga Springs, New York, USA, pp. 27-31.
- Lensu, T., Komonen, A., Hiltula, O., Päivinen, J., Saari, V., & Kotiaho, J. S. (2011). The role of power line rights-of-way as an alternative habitat for declined mire butterflies. *Journal of environmental management*, 92(10), 2539-2546.
- Luken, J. O., Hinton, A. C., & Baker, D. G. (1991). Assessment of frequent cutting as a plant-community management technique in power-line corridors. *Environmental Management*, 15, 381-388.
- Luken, J. O., Hinton, A. C., & Baker, D. G. (1992). Response of woody plant communities in power-line corridors to frequent anthropogenic disturbance. *Ecological Applications*, 2(4), 356-362.
- Marshall, J. S., & Vandruff, L. W. (2002). Impact of selective herbicide right-of-way vegetation treatment on birds. *Environmental management*, 30, 0801-0806.
- Mikalsen, J. E. (2012). *Impact of frequent cutting of trees in power-line corridors on biological diversity of beetles (Coleoptera)* (Master's thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås).

- Nowak, C. A., & Ballard, B. D. (2005). A framework for applying integrated vegetation management on rights-of-way. *Arboriculture & urban forestry*, 31(1), 28.
- Paschal, K. (2014). Utility Right of Way Management: Potential for Expanded Integrated Vegetation Management in California. Master's Project. The University of San Francisco, 54p.
- Richardson, M. L., Wilson, B. A., Aiuto, D. A., Crosby, J. E., Alonso, A., Dallmeier, F., & Golinski, G. K. (2017). A review of the impact of pipelines and power lines on biodiversity and strategies for mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 26, 1801-1815.
- Rupprecht, C. D., Byrne, J. A., Garden, J. G., & Hero, J. M. (2015). Informal urban green space: A trilingual systematic review of its role for biodiversity and trends in the literature. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 883-908.
- Russell, K. N., Ikerd, H., & Droege, S. (2005). The potential conservation value of unmowed powerline strips for native bees. *Biological Conservation*, 124(1), 133-148.
- Russell, K. N., Russell, G. J., Kaplan, K. L., Mian, S., & Kornbluth, S. (2018). Increasing the conservation value of powerline corridors for wild bees through vegetation management: an experimental approach. *Biodiversity and conservation*, 27, 2541-2565.
- Russo, L., Stout, H., Roberts, D., Ross, B. D., & Mahan, C. G. (2021). Powerline right-of-way management and flower-visiting insects: How vegetation management can promote pollinator diversity. *PloS one*, 16(1), e0245146.
- Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M., Potts, S. G., Rundlöf, M., Smith, H. G., & Kleijn, D. (2013). Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss—a meta-analysis. *Ecology letters*, 16(7), 912-920.
- Steinert, M., Moe, S. R., Sydenham, M. A., & Eldegard, K. (2018). Different cutting regimes improve species and functional diversity of insect-pollinated plants in power-line clearings. *Ecosphere*, 9(11), e02509.
- Storm, J. J., & Choate, J. R. (2012). Structure and movements of a community of small mammals along a powerline right-of-way in subalpine coniferous forest. *The Southwestern Naturalist*, 57(4), 385-392.
- Sydenham, M. A., Moe, S. R., Stanescu-Yadav, D. N., Totland, Ø., & Eldegard, K. (2016). The effects of habitat management on the species, phylogenetic and functional diversity of bees are modified by the environmental context. *Ecology and Evolution*, 6(4), 961-973.
- Wagner, D. L., Ascher, J. S., & Bricker, N. K. (2014). A transmission right-of-way as habitat for wild bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) in Connecticut. *Annals of the Entomological Society of America*, 107(6), 1110-1120.
- Wojcik, V. A., & Buchmann, S. (2012). Pollinator conservation and management on electrical transmission and roadside rights-of-way: a review. *Journal of Pollination Ecology*, 7.