



# Analyse des données de dendromicrohabitats du parc du Chasseral en fonction des types de gestion

**Maude Ehrbar**  
Sous la responsabilité de Prof. Dr. Thibault Lachat  
Zollikofen, le 26.09.2023

**Berner Fachhochschule**  
Haute école des sciences agronomiques, forestières et alimentaires HAFL  
Filière sciences forestières

## **Déclaration sur la propriété intellectuelle et l'octroi des droits d'utilisation**

Par ma signature, je déclare :

- connaître les Directives sur la gestion des plagiat à la Haute école spécialisée bernoise ainsi que les conséquences de leur non-respect ;
- m'y être conformé-e lors de la réalisation de ce travail ;
- avoir réalisé ce travail personnellement et de manière autonome ;
- accepter que mon travail soit testé à l'aide d'un logiciel de détection des plagiat et conservé dans la base de données de la BFH ;
- accorder à la HAFL, à titre non exclusif, un droit d'utilisation gratuit et non limité dans le temps de ce travail.

Lieu et date : Zollikofen, le 26.09.2023

Signature :

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'M. Ehrhard', written over a horizontal line.

## **Avis concernant l'utilisation des travaux étudiants de la Haute école des sciences agronomiques, forestières et alimentaires HAFL**

Tous les droits relatifs aux travaux de semestre, de minor, de bachelor ou de master sont propriété de leur auteur-e. Cependant, la HAFL détient, à titre non exclusif, un droit d'usage gratuit et non limité dans le temps.

Les travaux de semestre, de minor, de bachelor et de master font partie du cursus de la HAFL et sont rédigés par les étudiant-e-s de manière autonome. L'école décline toute responsabilité pour les erreurs qu'ils pourraient contenir et ne répond pas des dommages qui en découleraient le cas échéant.

Zollikofen, décembre 2015  
La Direction



# Table des matières

Table des matières	4
Liste des abréviations	5
Liste des tableaux	5
Liste des figures	5
Résumé	
1 Introduction	7
2 Etat des connaissances	8
2.1 Influence des facteurs liés à l'arbre sur la présence de dendromicrohabitats	8
2.2 Influence de la gestion sur la présence de dendromicrohabitats	9
3 Matériel et méthode	10
3.1 Zone d'étude	10
3.2 Inventaire DMH parc du Chasseral	11
3.3 Délimitation des types de forêts	11
3.4 Analyse statistique	12
4 Résultats	13
4.1 Caractéristiques des arbres habitats du Chasseral	13
4.2 Diversité de dendromicrohabitats et mode de gestion	15
4.3 Diversité de dendromicrohabitats et caractéristiques de l'arbre	16
5 Discussion	18
5.1 Plus de diversité sur les feuillus et les arbres morts	18
5.2 La méthode de relevé biaise les résultats quant au DHP	18
5.3 Effet de la gestion ?	19
5.4 Cas spécial des forêts de protection d'Orvin	22
6 Conclusion	23
7 Bibliographie	24
8 Annexes	26
8.1 Table des Annexes	26

## Liste des abréviations

DHP : Diamètre à hauteur de poitrine  
DMH : Dendromicrohabitat  
OFEV : Office fédéral de l'environnement

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Densité d'arbres et de dendromicrohabitats (DMH) relevés pour chaque mode de gestion. Les moyennes sont calculées par une simple division du total d'arbres ou de DMH par la surface.	13
Tableau 2 : Valeur "p" du test de Wilcoxon-Mann-Withney pour les paires d'essences. Les cellules rouges indiquent des valeurs significatives (< 0,05).	17

## Liste des figures

Image de titre : arbre habitat remarquable dans les pâturages des Voigières (BE) (Ehrbar M,2023)	
Figure 1 : Périmètre de relevé. Source: Périmètres de relevés, Parc naturel régional du Chasseral; Périmètre du parc et arrière-plan, Swisstopo(c).	10
Figure 2: Distribution du diamètre des arbres relevés. "n" correspond au nombre total d'arbres relevés dans un type de forêt.	13
Figure 4: Composition d'essences de chaque type de forêt. La somme totale de la hauteur des barres par mode de gestion est égale à 1. Les nombres en gris indiquent le nombre absolu d'arbres relevés. La catégorie « Forêt » correspond aux forêts de production.	14
Figure 3: Part d'arbres morts relevés par type de forêt.	14
Figure 5: Occurrence des types de dendromicrohabitats (DMH) par mode de gestion. La somme totale par mode de gestion est égale à 1. Le nom des DMH correspond en réalité au nom des groupes de DMH définis par Larrieu et al. (2018), cité par Gerber (2019), voir Annexe 1 et 5.	15
Figure 6: Accumulation du nombre de types de DMH par mode de gestion. Le maximum possible est de 47 structures différentes.	15
Figure 8: Répartition de la diversité de dendromicrohabitats (DMH) par arbre relevé. Répartie par mode de gestion.	15
Figure 7: Comparaison de la diversité de dendromicrohabitats par arbre selon le mode de gestion.	15
Figure 9: DCA (detrended correspondance analysis). les cercles entourent le 95 percentile des valeurs de chaque groupe.	16
Figure 10: Comparaison de la diversité de dendromicrohabitats (DMH) entre les arbres morts (=1) et vivants (=0). Les valeurs aberrantes ont été effacées pour faciliter la lisibilité.	17
Figure 11: Comparaison de la diversité de dendromicrohabitats (DMH) entre les résineux et les feuillus. Les valeurs aberrantes ont été effacées pour faciliter la lisibilité.	17
Figure 13: Chênes décrépits sous un couvert de hêtres et de tilleuls dans les forêts de protection d'Orvin. Source: Maude Ehrbar.	23

## Résumé

MAUDE EHRBAR-Analyse des données de dendromicrohabitats du parc du Chasseral en fonction des types de gestion

Les arbres habitats sont des indicateurs importants de l'état de la biodiversité forestière qui abritent un grand nombre d'espèces menacées. La conservation de ces arbres dans les forêts exploitées représente une mesure essentielle à leur maintien. La présence d'arbres habitats est liée à un certain nombre de facteurs qu'il est intéressant de comprendre à des fins de gestion. Si l'influence des caractéristiques des arbres a déjà été largement étudiée et a conduit à des résultats relativement clairs, l'influence de la gestion et en particulier de différents modes de gestion suscite davantage de débats. Dans le Parc du Chasseral, des arbres habitats ont été recensés dans trois forêts exploitées qui se différencient par leur mode gestion : les forêts de production, les forêts de protection contre les dangers naturels et les pâturages boisés. Cette étude se focalise sur l'effet de ces différents modes de gestion, sur la diversité de dendromicrohabitats. Elle intègre également les principales caractéristiques des arbres dans son analyse, et utilise des méthodes statistiques simples.

Au niveau des propriétés des arbres porteurs d'habitats, il s'est avéré que les arbres morts portent une plus grande diversité de structures que les arbres vivants. De même, les feuillus et en particulier les chênes (*Quercus spp.*) et les érables sycomores (*Acer pseudoplatanus*), s'avèrent porter plus de structures par arbres que les résineux. Quant à la gestion, les forêts de production affichent la densité au niveau d'une surface et la diversité de dendromicrohabitats par arbres la plus faible. D'autre part, les pâturages boisés se démarquent par la grande taille et la diversité d'essences de leurs arbres habitats. Et finalement, les forêts de protection semblent former un hotspot de biodiversité saproxylique en raison d'une combinaison de facteurs très spécifiques.

Mots-clés : Biodiversité, Arbres-habitats, Facteurs clés, Jura, Pâturages boisés, Forêts de protection

# 1 Introduction

A la suite de constats alarmants concernant l'état de la biodiversité au niveau mondial, de nombreux pays, dont la Suisse, se sont engagés, à la conférence de Rio, par la Convention sur la diversité biologique (RO 1995 1407) en 1992, à enrayer le déclin de la biodiversité mondiale. Dans cette démarche, la forêt joue un rôle primordial, puisqu'elle recouvre près d'un tiers de la surface terrestre et tout autant en Suisse (Imesch et al. 2015, 11). Les plus grands déficits en termes de biodiversité forestière résident dans le manque de bois mort et de vieux arbres, ainsi que dans la faible diversité de structures (Ibid. 7). La gestion forestière peut exercer une influence considérable sur la biodiversité d'une forêt (Ibid. 10). C'est pourquoi il est primordial de mieux comprendre comment elle influe sur celle-ci, afin de déterminer les leviers d'action à la disposition des gestionnaires.

Les dendromicrohabitats (DMH) en sont un bon exemple: leur présence dépend étroitement de la gestion et en même temps ils jouent un rôle important pour la biodiversité forestière (Johann et Schaich 2016). Un DMH est défini comme une « Singularité morphologique portée par un arbre et qui est utilisée par des espèces parfois hautement spécialisées, au moins durant une partie de leur cycle de vie. Ils constituent des refuges, des lieux de reproduction, d'hibernation et de nutrition cruciaux pour des milliers d'espèces. »(Bütler et al. 2020b) La préservation d'arbres portant ce type de structures dans les forêts exploitées est reconnue comme une mesure essentielle de promotion de la biodiversité (Bütler et al. 2020 a). Dans ce sens, l'office fédéral de l'environnement (OFEV) recommande de maintenir 3 à 5 arbres habitats par hectare, alors que la littérature scientifique s'accorde plutôt sur l'importance d'en préserver 5 à 10 par hectare (Bütler et al. 2013).

Dans ce contexte, le Parc naturel régional du Chasseral réalise, depuis 2018, un inventaire des arbres habitats dans l'objectif de mieux comprendre leur caractère et leur répartition et ainsi, de pouvoir prioriser leur conservation. Jusqu'à présent un total de 6'543 arbres a été relevé. Néanmoins, aucune analyse approfondie de ces données, permettant d'obtenir une vue d'ensemble du patrimoine d'arbres-habitats du parc, mais surtout des facteurs influençant leur présence, n'a été effectuée jusqu'à présent.

De nombreuses études se concentrent sur les liens entre les caractéristiques des arbres et les structures d'habitat qu'ils abritent, tandis qu'il existe moins d'études portant sur l'effet de la gestion ou d'autres facteurs environnementaux sur ces aspects.

Dans le parc du Chasseral, l'inventaire a couvert trois types de forêts qui se différencient dans leurs objectifs de gestion: les forêts de production, les forêts de protection contre les dangers naturels et les pâturages boisés qui constituent un usage agroforestier traditionnel de l'arc Jurassien (DDTE 2018). La promotion d'arbres habitats étant pertinente dans tous ces types de forêts, il semble intéressant de comprendre comment elles se différencient au niveau de cette mesure de promotion de la diversité.

L'hypothèse formulée postule que la diversité et les types de dendromicrohabitats varient en fonction du mode de gestion. Par exemple, dans une forêt avec un but de production, la vie des arbres est largement réduite par les périodes de rotation prévues, et lors d'éclaircies, les arbres à haut potentiel de dendromicrohabitats (de moins bonne qualité) sont plus susceptibles d'être prélevés (Asbeck et al. 2021). Au contraire, en pâturages boisés, de tels arbres pourraient être préservés davantage en raison de leur qualité paysagère. Finalement, dans les forêts de protection, la gestion suit des principes de gestion définis par la confédération (Frehner et al. 2005) qui stipulent que dans ces forêts l'objectif de protection est prépondérant sur la biodiversité (Frehner et al. 2005). Cependant, selon Imesch et al. (2015), ces forêts présentent un fort potentiel d'arbres habitats et de nombreuses synergies entre ces fonctions sont possibles qui permettraient de préserver ces arbres tout en garantissant l'effet protecteur de la forêt. Quant aux caractéristiques des arbres, cette étude se concentrera sur trois facteurs identifiés comme les plus déterminants : le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) l'essence et le statut de vitalité.

Dans ce cas d'étude, il s'agira donc, sur la base d'une analyse statistique, de traiter la problématique suivante : « Quelle est l'influence du mode de gestion forestière et des caractéristiques des arbres sur les dendromicrohabitats dans le parc du Chasseral? » En réponse à cette question centrale, cette étude tentera également de donner un aperçu sur les DMH les plus et les moins fréquents dans le parc, ainsi que de définir les zones avec une concentration particulière d'arbres habitats.

## 2 Etat des connaissances

Les arbres habitats et les facteurs influençant leur présence sont étudiés depuis plus d'une dizaine d'années dans divers contextes, avec comme motivation, une meilleure compréhension des processus déterminant la genèse et la présence de DMH, considérés comme des indicateurs indirects de la biodiversité d'une forêt (Asbeck et al. 2021 ; Vuidot et al. 2011). L'objectif de cette revue de littérature est de synthétiser les principales conclusions tirées dans ces travaux, concernant l'influence de divers facteurs sur l'abondance, la diversité et la présence de certains types de dendromicrohabitats. Les travaux cités ont été réalisés en Suisse et dans les pays voisins, d'où provient la majeure partie de la littérature dans ce domaine. Il existe quelques études menées aux États-Unis et au Canada, mais elles ne seront pas abordées plus en détail en raison des contextes et des pratiques de sylviculture très différents.

### 2.1 Influence des facteurs liés à l'arbre sur la présence de dendromicrohabitats

Dans cette étude, les facteurs d'influence sont répartis en deux catégories: d'une part, les caractéristiques des arbres habitats, et de l'autre, le mode de gestion. Cette approche vise à approfondir notre compréhension de la manière dont ces deux aspects interagissent pour influencer les dendromicrohabitats, ce qui permet d'identifier quels arbres ont un potentiel de biodiversité particulier et, par conséquent, d'orienter les efforts de conservation.

Les facteurs influençant l'apparition de DMH au niveau de l'arbre sont les facteurs ayant le plus largement été étudiés ces dernières années. Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) et l'essence ressortent très clairement comme les deux facteurs les plus déterminants (Asbeck et al. 2021 ; Asbeck et al. 2019 ; Bütler et Lachat 2009 ; Courbaud et al. 2017 ; Grossmann et al. 2018 ; Johann et Schaich 2016 ; Larrieu et al. 2011 ; Larrieu et al. 2017 ; Larrieu et Cabanettes 2012 ; Paillet et al. 2019 ; Santopuoli et al. 2022 ; Vuidot et al. 2011 ; Winter et al. 2015). Le nombre de DMH par arbre augmenterait proportionnellement à sa taille jusqu'à un certain seuil situé à environ 70 cm sur les hêtres (*Fagus sylvatica*) et 90 cm sur les sapins blancs (*Abies alba*) (Grossmann et al. 2018). Pour un arbre de diamètre similaire, l'abondance serait significativement supérieure sur des feuillus que sur des résineux (Larrieu et Cabanettes 2012). Quant aux essences spécifiques, l'étude de Vuidot et al. (2011) montre que certaines essences, tels que des chênes (*Quercus robur* et *Q. petraea*) porteraient significativement plus de DMH que des hêtres, des sapins blancs ou des épicéas (*Picea abies*). Cependant, cette même tendance n'a pas pu être confirmée dans l'étude de Paillet et al. (2019), réalisée pourtant dans des régions et des forêts à priori similaires.

Outre l'abondance, l'essence exercerait également une influence sur le type de structures trouvées : les larges branches sèches (>30 cm) seraient quasiment absente chez les conifères (Paillet et al. 2019), alors que les chancres seraient significativement plus fréquents sur les épicéas et les sapins que sur les hêtres et les chênes (Vuidot et al. 2011).

Asbeck et al. 2019 ont étudié, dans la Forêt-Noire (DE), l'influence de la composition d'essence au niveau du peuplement et ont démontré que la diversité de DMH par plot est plus grande dans les forêts de feuillus, mais que l'abondance de DMH est la plus haute en pessière pure, où la diversité est très faible. Ce qui signifie que dans les forêts d'épicéas, on retrouve souvent les mêmes DMH : des concavités racinaires, liées au système racinaire traçant de cette essence.

Les études s'accordent également sur le fait que la vitalité (mort ou vivant) des arbres est un facteur d'influence important : les arbres morts portent significativement plus de DMH que les arbres vivants (Asbeck et al. 2021 ; Grossmann et al. 2018 ; Johann et Schaich 2016 ; Larrieu et Cabanettes 2012 ; Paillet et al. 2019 ; Vuidot et al. 2011 ; Winter et al. 2015). En outre, certains types de DMH sont directement liés au statut de vitalité, tel que les trous de nourrissages de pics qu'on trouve presque exclusivement sur les arbres morts (Paillet et al. 2019).

L'étude de Winter et al. (2015) analyse également l'effet du niveau de vitalité des arbres en vie dans des hêtraies et des forêts de douglas (*Pseudotsuga menziesii*) en Allemagne et met en évidence que dans les hêtraies, la quantité de DMH trouvée sur un arbre est inversement proportionnelle à sa vitalité. Cependant, cette corrélation n'est pas significative dans les forêts de douglas.

D'autres facteurs ont également été étudiés, tels que la position sociale de l'arbre selon Kraft (1884, cité par Grossmann et al. 2018) (1= dominant ; 2= codominant ; 3=dominé ; 4=surcimé). Selon Grossmann et al. (2018) l'effet de celle-ci varierait fortement entre les essences : pour les sapins blancs et les hêtres, la diversité de DMH par arbre diminue entre la classe 1 et 3, alors qu'ils observent la tendance inverse sur les érables sycomores (*Acer pseudoplatanus*). La classe sociale pourrait également influencer le développement de certaines structures, puisque les arbres sont exposés différemment à certains processus comme le vent qui impacte plus fortement les arbres dominants et codominants, ce qui pourrait expliquer qu'on y trouve plus fréquemment des bris de charpentière (Asbeck et al. 2021). Au contraire, sur les hêtres, Grossmann et al (2018) n'ont trouvé des cavités de terreau sans contact avec le sol et des fissures uniquement sur les arbres surcimés.

## 2.2 Influence de la gestion sur la présence de dendromicrohabitats

Il semblerait que les arbres habitats en forêts de protection ou en pâturages boisés n'aient pas encore fait l'objet d'études approfondies. Cependant, l'influence de la gestion sur les dendromicrohabitats a été étudiée sous d'autres aspects. La plupart des études mettent en parallèle des forêts exploitées et des forêts pas ou plus exploitées (Asbeck et al. 2019 ; Bütler et Lachat 2009 ; Larrieu et al. 2011 ; Santopuoli et al. 2022 ; Vuidot et al. 2011, Winter et al. 2015). Les résultats ne sont pas uniformes : toutes les études s'accordent sur le fait que la gestion a un certain effet, mais la nature exacte de cette influence reste ambiguë.

Dans l'étude de Bütler et Lachat (2009) réalisée en Suisse, le nombre d'arbres habitats par surface était environ deux fois plus élevée en forêt plus exploitée depuis 30 ans qu'en forêt exploitée activement. Cependant, l'étude d'Asbeck et al. (2019) dans laquelle les DMH sur les arbres morts n'ont pas été relevés (contrairement aux autres études), il n'y avait pas de différence significative. Dans cette étude, le temps depuis la dernière intervention dans les forêts classées comme « non-exploitées », était relativement similaire : entre 20 et 40 ans.

Au niveau de l'arbre, l'arbre Vuidot et al. (2011) concluent que dans des conditions de station similaires, si l'arbre a des caractéristiques similaires (taille, essence, vitalité), la probabilité d'y trouver un DMH est à peu près la même quel que soit la gestion, alors que Bütler et Lachat (2009) ont trouvé une diversité de DMH par arbre significativement supérieure en forêt non-exploitée pour des arbres de même taille.

Winter et al. (2015) émettent quelques hypothèses pour expliquer l'influence de la gestion sur les DMH : (1) Dans les forêts exploitées, les arbres sont abattus à moins de la moitié de leur âge maximum naturel, on ne trouve donc que peu d'arbres sénescents qui sont justement les plus susceptibles de porter des DMH; (2) Lors d'éclaircies, les arbres tordus, susceptibles de porter des DMH, sont éliminés au profit d'arbres de place à la croissance la plus homogène possible ; (3) Le maintien d'un couvert relativement homogène (pas de grosses trouées et d'autres zones très denses) par des éclaircies régulières afin d'éviter une croissance irrégulière et lente des cernes. Larrieu et al. (2022) mentionnent plusieurs facteurs potentiels d'influence sur les dendromicrohabitats sur lesquels les gestionnaires peuvent agir: la composition d'essences, la densité du peuplement, le nombre d'arbres de grande taille et la présence de bois mort sur pied après les interventions. En outre, les coupes de bois pourraient également favoriser certaines structures telles que les dendrothelmes (Winter et al. 2015), les blessures liées à l'abattage et au débardage (aubier apparent) (Asbeck et al. 2021 ; Larrieu et al. 2011).

Plus récemment, des études ont également comparé différents types ou intensités de gestion. Dans la Forêt-Noire, Asbeck et al. (2019) ont étudié les arbres habitats en futaie régulière, irrégulière et en réserve. Ils n'ont pas trouvé de différence significative ni dans l'abondance, ni dans la diversité de DMH sur une surface. Cependant, la composition de DMH diffère significativement entre les trois types de gestion. En Italie, dans des forêts méditerranéennes, Santopuoli et al. 2022 ont comparé des forêts « inexploitées », des forêts gérées « proche de la nature » et des forêts à « objectifs combinés ». Ces trois types se situent à des niveaux de gestion différents, sur un gradient qui s'étend de la forêt inexploitée, jusqu'à l'exploitation intensive (Dunker et al. 2012, cité par Santopuoli et al. 2022). Cette étude démontre que pour des arbres de petit diamètre, on trouve plus fréquemment des DMH en forêt exploitée, où des éclaircies sont réalisées, qu'en réserve. A l'opposé, les DMH sont plus fréquents en forêt inexploitée pour les arbres de plus grand diamètre. Cependant, elle démontre surtout que l'intensité de gestion n'est pas un critère déterminant pour la présence de DMH. En revanche, une étude



### 3.2 Méthode d'inventaire des arbres habitats du parc du Chasseral

Dans cet inventaire, uniquement les arbres habitats ont été relevés. Il n'existe donc pas de données concernant le reste des arbres des peuplements. Les relevés se sont effectués avec HabiApp et en dehors de la période de végétation pour faciliter l'observation de structures dans la couronne. L'ensemble du périmètre défini pour un relevé a été parcouru en faisant des allers-retours à une distance d'environ 40m et en suivant les courbes de niveau. Depuis ces tracés, la personne effectuant les relevés a cherché visuellement les arbres correspondant aux critères d'inspection. Une fois repéré elle s'est rendue au pied de cet arbre dans le but de l'inspecter en détail, en tournant deux fois autour et en s'aidant de jumelles. Sur ces arbres, l'essence, le DHP, la vitalité (mort/vivant), les coordonnées ainsi que la liste de tous les DMH observés correspondant aux valeurs seuils des 47 types de structures selon Larrieu et al. (2018), cité par Gerber et al. (2019) (Annexe 5) ont été relevés dans HabiApp.

Les critères d'inspection sont détaillés dans l'annexe 5. En résumé il y a trois possibilités : (1) l'arbre était mort, dans quel cas il a été inspecté s'il avait une hauteur >3m et un DHP >40cm, sauf pour les sapins blancs, les épicéas, les érables sycomores et les hêtres où le DHP devait être supérieur à 60cm. (2) L'arbre était vivant. Dans ce cas il a été inspecté si son diamètre était >20 cm pour les buissons et >40cm ou >60cm pour les arbres en fonction de l'essence. (3) Si des DMH étaient visibles sur des arbres depuis le tracé, ceux-ci étaient également inspectés, même si leur DHP était inférieur aux seuils fixés au point (2).

Les relevés ont été réalisés par diverses personnes ce qui amène un certain biais vis-à-vis de la minutie de l'inspection ou de l'observation des DMH à distance, ainsi que des DMH relevés durant l'inspection.

### 3.3 Délimitation des types de forêts

Pour chaque périmètre de relevé, le type de forêt a été défini, puis reclassé dans le cadre de ce travail dans les trois catégories correspondant à la question de recherche : les forêts de protection, les pâturages boisés et les forêts exploitées. Cette partie a été réalisée sur le logiciel QGIS v. 3.28.10. Tout d'abord tous les arbres situés en réserve ou en zone ouverte (vergers par ex. ) ont été exclus.

Dans ce travail, les forêts appelées « forêts de production » ou parfois également « forêts exploitées » sont les forêts fermées, exploitées (exclut les réserves) et qui ne sont pas classées comme des forêts de protection. Les objectifs sylvicoles peuvent varier, mais la production de bois y occupe généralement une place. Cependant, cela ne signifie pas qu'elles sont toutes exploitées activement, ni qu'elles bénéficient toutes de la même intensité de gestion. Sur 1661ha considérés comme relevés, presque deux tiers (62%) sont classés en forêt de production.

Les « forêts de protection » correspondent aux forêts de protection d'objets définies par la confédération et le canton de Berne. Chaque parcelle de forêt qui chevauchait une forêt de protection délimitée par la carte indicative des forêts protectrices du canton de Berne (AWN, 2016) a été déterminée comme « forêt de protection », indépendamment du type de danger naturel. Au total ces surfaces couvrent 135 ha, ce qui correspond seulement à 8% de la surface totale des relevés. La majeure partie de la surface se situe au-dessus du village d'Orvin, mais il y a également quelques parcelles éparses sur les flancs du Mont Sujet et du Chasseral. Ces forêts n'ont pas toutes été gérées comme des forêts de protection ces dernières années, mais elles sont toutes raides et jusqu'à quelques exceptions près, soumises à des chutes de pierre. Il est donc difficile d'identifier exactement en quoi ces forêts se différencient, dans la gestion actuelle, des forêts de production. Cependant, à l'avenir la gestion de ces forêts devrait suivre davantage les directives de gestion NAIS (Gestion durable des forêts de protection) (Gerber 2023, communication personnelle).

Les pâturages boisés sont une forme d'agroforesterie typique de la chaîne du jura. Le IFN (inventaire forestier national (sans date) les définit comme : « Pâturage comportant des arbres forestiers et soumis à la législation forestière fédérale ». Bien que la densité d'arbres par surface puisse beaucoup varier entre des zones très forestières et des arbres isolés, elle est manière générale plus faible qu'en forêt. Les arbres s'y développant avec suffisamment de lumière et de place, ils se caractérisent généralement par une large couronne arrivant proche du sol (Jeanrichard 2013). Les objectifs de gestion englobent à la fois des aspects forestiers et agricoles, tout en contribuant à la préservation d'un paysage d'une grande valeur patrimoniale et culturelle (DDTE 2018). Ces parcelles ont été délimitées lors des relevés

et leur surface préservée telle quelle. Au total, les pâturages boisés s'étendent sur près de 2500 hectares, ce qui équivaut à environ 30% de la surface parcourue durant les relevés.

Une fois que chaque zone de relevé classée, le « type de forêt » a été ajouté comme attribut sur chaque arbre.

### 3.4 Analyse statistique

L'analyse statistique a été réalisée avec R v. 4.2.2. Toutes les analyses ont été réalisées au niveau de l'arbre. D'abord, afin de mieux comprendre la structure des données, une partie de statistique descriptive à l'aide de ggplot2 du package ggplot a été réalisée.

La variable réponse est la diversité de DMH par arbre qui correspond à la somme de toutes les structures différentes relevées sur un arbre, tel qu'utilisé par Asbeck et al. (2019). Les variables explicatives sont le type de forêt (3 catégories), le DHP (continu), l'essence (catégorie) et la vitalité (binaire).

Afin de comprendre comment la composition de DMH se différencie entre les trois types de forêts, une analyse de correspondance d'attachement (DCA) a été réalisée.

Pour comprendre quelle est l'influence du type de gestion ainsi que des différentes variables liées à l'arbre, en comprenant les interactions entre celles-ci, sur la diversité de DMH par arbre, un certain nombre d'études citées plus haut ont utilisé un « Generalized linear mixed model » (GLMM) (Grossmann et al. 2018 ; Johann et Schaich 2016 ; Paillet et al. 2019 ; Vuidot et al. 2011). Un tel modèle permettrait également d'intégrer un effet aléatoire lié au site de relevé. Une première tentative d'analyse avec un tel modèle a été entreprise. Cependant, pour diverses raisons, liées notamment à la structure des données, le modèle ne fonctionnait pas, ce qui a conduit à l'adoption d'une analyse statistique univariée, similaire à l'approche de Büttler et Lachat (2009). La structure des données ne suivant pas la loi normale, même après une correction des valeurs par «  $\log(x+1)$  », tel qu'appliquée dans l'étude de Büttler et Lachat (2009) ou par une racine carrée, uniquement des tests non paramétriques ont été utilisés. Les diagrammes quantiles-quantiles se trouvent en Annexe 2. Les différences de diversité de DMH par arbre entre les groupes pour les variables catégorielles (type de gestion, essence) ont été testées à l'aide d'une ANOVA, puis comme alternative non-paramétrique, d'un test de Kruskal Wallis, suivi d'un test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour comparer chaque paire de groupes. Dans ce dernier, un facteur de correction de la valeur « p » avec la méthode « Benjamini-Hochberg » a été intégré. Pour la variable « vitalité », un test de Wilcoxon a été utilisé. L'intensité de la corrélation entre le DHP et la diversité de DMH a été testé à l'aide d'un test de Spearman.

Pour faciliter les analyses, les essences qui ont été relevées moins de 50 fois ont été regroupées dans les catégories « autres feuillus » ou « autres résineux ». Le détail des essences concernées se trouve en Annexe 3. Pour la même raison, les types de DMH ont également été regroupés dans les groupes définis par Larrieu et al. (2018), cité par Gerber (2019), voir Annexe 1 et 5.

## 4 Résultats

L'analyse statistique se base sur 5'883 arbres habitats relevés. La répartition par surface est visible sur le tableau 1. La densité d'arbres habitats par hectare est largement supérieure en forêt de protection que dans les deux autres modes de gestion, en raison d'une grande disparité dans la surface relevée par mode de gestion, le nombre d'arbres total relevé en forêt de protection est largement inférieur aux deux autres (Tableau 1).

Lorsque des moyennes sont indiquées, l'erreur type est précisée entre parenthèse. Un seuil de significativité de 0,05 a été utilisé.

Tableau 1: Densité d'arbres et de dendromicrohabitats (DMH) relevés pour chaque mode de gestion. Les moyennes sont calculées par une simple division du total d'arbres ou de DMH par la surface.

Mode de gestion	Surface de relevé (ha)	Nombre d'arbres relevés	Nombre moyen d'arbres par ha.
Forêt exploitée	1020,72	2750	2,69
Forêt de protection	135,51	849	6,27
Pâturage boisé	504,70	2284	4,53
<b>Total</b>	<b>1660,93</b>	<b>5883</b>	<b>3,54</b>

### 4.1 Caractéristiques des arbres habitats du Chasseral

Le DHP des arbres relevés diffère significativement (Wilcoxon-Mann-Whitney  $p > 2 \cdot 10^{-16}$ ) entre les trois types de forêts. En forêt exploitée, le DHP moyen est de 58,5cm, avec une erreur type de 0,23cm, alors qu'il est significativement supérieur en pâturage boisé : 75,7 (0,33) cm et significativement inférieur en forêt de protection : 52,5 (0,26) cm. On observe en effet, qu'il semble y avoir largement plus d'arbres avec un DHP supérieur à 90cm en pâturages boisés que dans les deux autres types de forêts (Fig. 2). En forêt exploitée et de façon plus modérée dans les pâturages boisés, on observe un pic abrupt à 60cm, qui correspond au diamètre minimum pour inspecter un arbre pour la plupart des essences forestières. En forêt de protection, la répartition du DHP se caractérise par une tendance moins marquée.

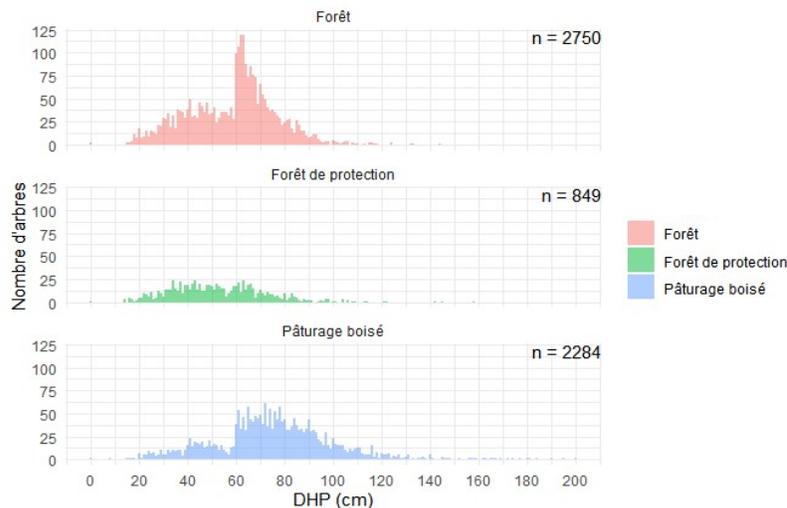


Figure 2: Distribution du diamètre des arbres relevés. "n" correspond au nombre total d'arbres relevés dans un type de forêt.

Dans tous les types de forêt, plus de 90% des arbres relevés sont vivants. Néanmoins, la proportion d'arbres morts est la plus faible dans les pâturages boisés et la plus élevée en forêt de protection.

Quant aux essences, dans l'ensemble des arbres relevés, les hêtres (40%) et les épicéas (31%) sont les essences dominantes. La distribution entre les types de forêts varie légèrement : les forêts exploitées et les pâturages boisés sont dominés par le hêtre et l'épicéa, mais avec des proportions différentes, alors qu'en forêt de protection on ne trouve quasiment pas d'épicéas, compensé par un grand nombre de chênes (Fig. 3). La diversité d'essences, particulièrement parmi les feuillus, semble largement supérieure en pâturages boisés que dans les deux autres types de forêts. L'érable sycomore représente environ 9% des arbres dans tous les types de forêts.

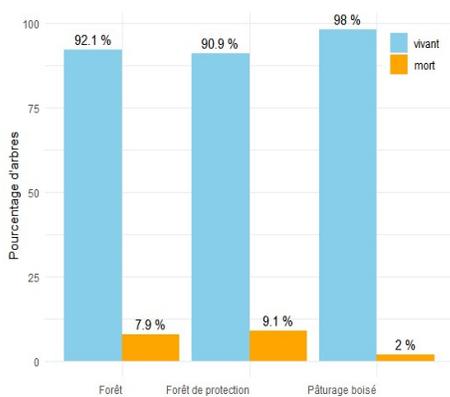


Figure 4: Part d'arbres morts relevés par type de forêt.

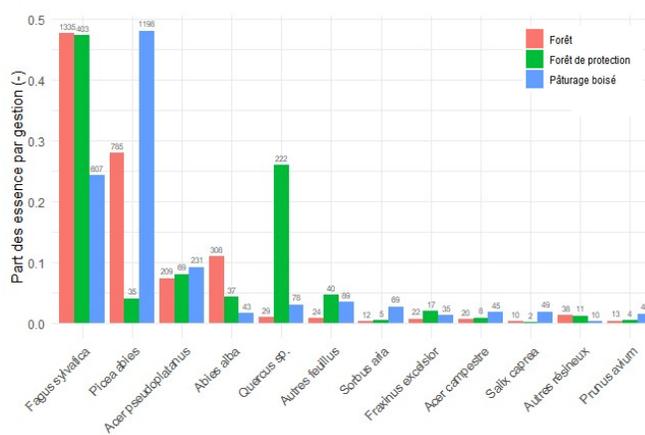


Figure 3: Composition d'essences de chaque type de forêt. La somme totale de la hauteur des barres par mode de gestion est égale à 1. Les nombres en gris indiquent le nombre absolu d'arbres relevés. La catégorie « Forêt » correspond aux forêts de production.

Au total, 14'237 structures ont été relevées. Tous les groupes de DMH sont représentés dans le parc, ainsi que tous les types de DMH, excepté les Myxomycètes (EP 21, voir Annexe 5) qui n'ont pas encore été trouvés. Le type n°IN31, correspondant aux fentes causées par la foudre (IN33), n'a pas été noté comme tel non plus, mais 76 fentes ayant les mêmes critères de relevés (IN31) (liste des DMH relevés en Annexe 4) ont été trouvées. Les branches mortes dans le houppier sont les structures les plus fréquentes dans tous les types de forêt. Les blessures où seul l'aubier est apparent, ainsi que les concavités et les cavités (à terreau) font également partie des groupes de structures les plus fréquemment trouvés (Figure 5). Au contraire, les microsols, les nids, et les sporophores pérennes et éphémères sont les moins fréquents.

Dans l'ensemble la fréquence des groupes de structures est similaire dans les trois types de forêts. Une différence notable s'observe cependant, entre les forêts de protection et les deux autres types de forêts: les cavités (à terreau) y sont largement plus fréquentes, alors que les concavités le sont nettement moins.

L'accumulation de DMH est quasiment identique d'un mode de gestion à l'autre (Figure 6) : elle croit jusqu'à atteindre à peu près le maximum de structures possible après les 1'000 premiers arbres.

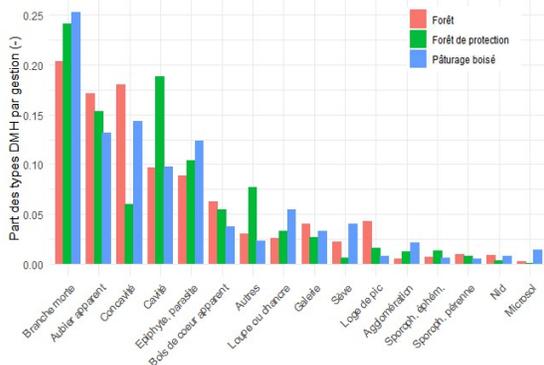


Figure 5: Occurrence des types de dendromicrohabitats (DMH) par mode de gestion. La somme totale par mode de gestion est égale à 1. Le nom des DMH correspond en réalité au nom des groupes de DMH définis par Larrieu et al. (2018), cité par Gerber (2019), voir Annexe 1 et 5.

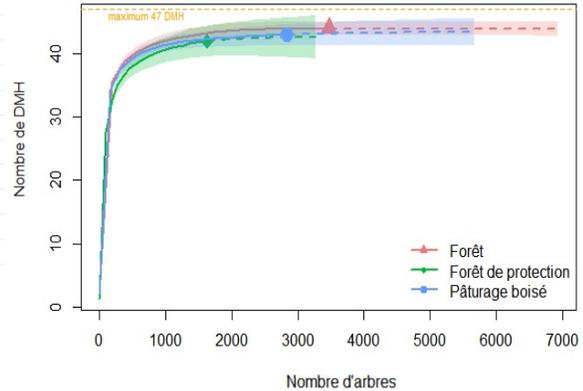


Figure 6: Accumulation du nombre de types de DMH par mode de gestion. Le maximum possible est de 47 structures différentes.

#### 4.2 Diversité de dendromicrohabitats et mode de gestion

Si sur 5'883 arbres, 14'237 structures ont été relevées, cela correspond à une moyenne de 2,42 structures par arbre. Sur la Figure 7, on peut déduire qu'en forêt de protection il y a plus d'arbres portant plus d'une structure : 72% contre 63% dans les pâturages boisés et 57% en forêt exploitée. En forêt de protection il y a presque autant d'arbres portant un DMH que d'arbres en portant 2. L'arbre avec la plus grande diversité porte 29 arbres structures différentes. Il s'agit d'un érable sycomore situé dans un pâturage boisé, vivant et avec un DHP de 109 cm. En forêt de production, la diversité décroît le plus rapidement.

En comparant la diversité de DMH par arbre entre chaque paire de mode de gestion avec un test de Wilcoxon-Mann-Whitney, on obtient une différence significative entre toutes les paires. En forêt de protection, il y a en moyenne 2,87 (0,02) DMH par arbre, ce qui est significativement plus qu'en forêt exploitée ( $p < 2 \cdot 10^{-16}$ ) où la moyenne est de 2,22 (0,02) DMH par arbre, ainsi qu'en pâturage boisé ( $p = 4,6 \cdot 10^{-10}$ , moyenne = 2,49 (0,02)). Avec l'ajustement de la valeur « p » de Benjamini-Hochberg, la différence est également significative entre les forêts exploitées et les pâturages boisés ( $p = 5,5 \cdot 10^{-10}$ ), bien qu'elle ne soit pas perceptible dans la boîte à moustache (Fig. 7).

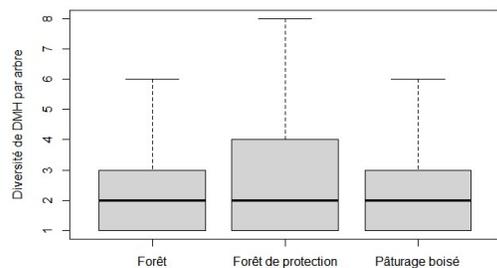


Figure 8: Comparaison de la diversité de dendromicrohabitats par arbre selon le mode de gestion.

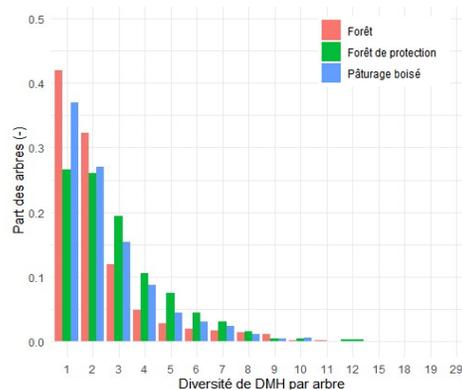


Figure 7: Répartition de la diversité de dendromicrohabitats (DMH) par arbre relevé. Répartie par mode de gestion.

L'analyse de correspondance détendée (DCA) montre que les communautés de DMH ne se différencient que très peu entre les modes de gestion: les groupes se chevauchent en grande partie (Figure 9). Cependant, les points en forêts de protection sont plus regroupés que des deux autres, ce qui indique que les communautés de DMH y sont moins hétérogènes que les deux autres groupes.

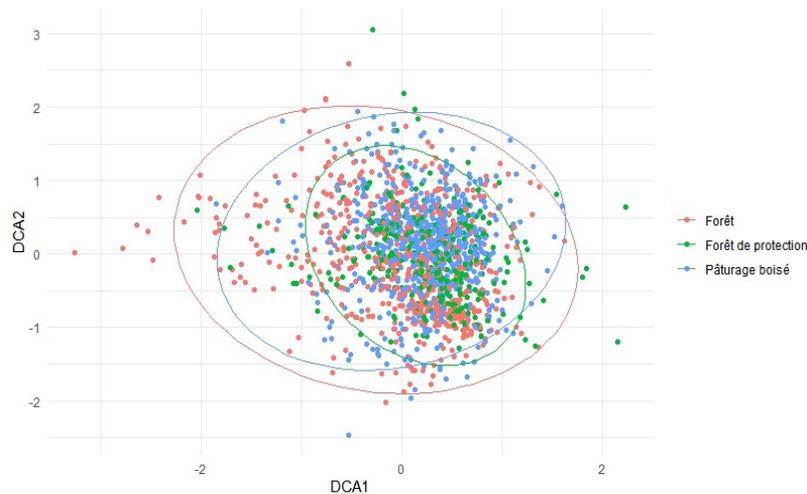


Figure 9: DCA (detrended correspondence analysis). les cercles entourent le 95 percentile des valeurs de chaque groupe.

### 4.3 Diversité de dendromicrohabitats et caractéristiques de l'arbre

Le test de corrélation de Spearman pour analyser le lien entre la diversité de DMH par arbres et le DHP montre une faible association entre les variables ( $\rho = 0.0023$ ,  $p = 0.8572$ ). En réalisant le test séparément pour chaque mode de gestion, les coefficients de corrélation sont plus proches de 1, mais restent toutefois très petits ( $-0.089$  en forêt exploitée,  $0,091$  en pâturage boisé et  $0,184$  en forêt de protection).

Les arbres morts portent significativement plus de DMH par arbre que les arbres vivants (test des rangs de Wilcoxon :  $W = 387949$ ,  $p < 2.2 \cdot 10^{-16}$ ). Les arbres vivants portent en moyenne  $2,25$  ( $0,021$ ) DMH par arbre et les arbres morts  $5,12$  ( $0,035$ ) (Fig.10).

La diversité est également significativement supérieure sur les feuillus, portant en moyenne  $2,61$  ( $0,024$ ) habitats par arbre, contre  $2,11$  ( $0,024$ ) sur les résineux (test des rangs de Wilcoxon :  $W = 5083086$ ,  $p < 2.2 \cdot 10^{-16}$ ) (Figure 11). En comparant chaque paire d'essences séparément (test de Wilcoxon-Mann-Whitney en ajustant la valeur P avec la méthode de Benjamini Hochberg) (Tableau 2), on voit que l'érable sycomore et le chêne ont une diversité significativement supérieure à toutes les autres essences. De plus, il n'y a aucune différence significative entre les résineux.

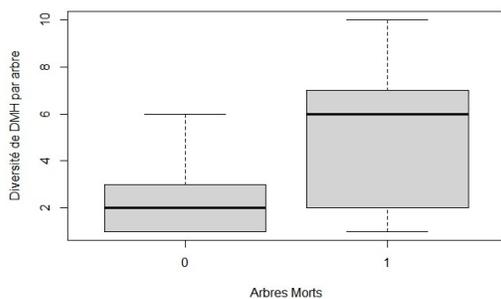


Figure 10: Comparaison de la diversité de dendromicrohabitats (DMH) entre les arbres morts (=1) et vivants (=0). Les valeurs aberrantes ont été effacées pour faciliter la lisibilité.

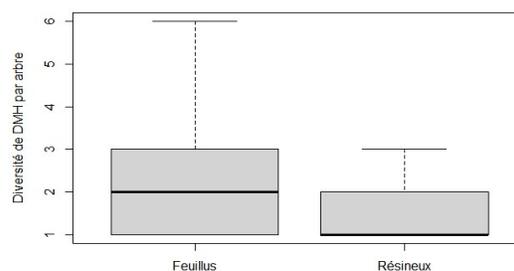


Figure 11: Comparaison de la diversité de dendromicrohabitats (DMH) entre les résineux et les feuillus. Les valeurs aberrantes ont été effacées pour faciliter la lisibilité.

Tableau 2: Valeur "p" du test de Wilcoxon-Mann-Withney pour les paires d'essences. Les cellules rouges indiquent des valeurs significatives (< 0,05).

	Abies alba	Acer campestre	Acer pseudoplatanus	Autres feuillus	Autres résineux	Fagus sylvatica	Fraxinus excelsior	Picea abies	Quercus spp.	Salix caprea	Sorbus aria
Acer campestre	1,13E-02										
Acer Pseudoplatanus	2,28E-27	1,15E-05									
Autres feuillus	3,96E-04	8,52E-01	2,53E-09								
Autres résineux	1,52E-01	5,26E-01	2,61E-06	3,96E-01							
Fagus sylvatica	6,85E-07	7,36E-01	3,56E-37	3,96E-01	6,11E-01						
Fraxinus excelsior	1,15E-01	6,34E-01	5,73E-07	4,17E-01	8,52E-01	7,18E-01					
Picea abies	8,52E-01	3,13E-03	3,68E-67	1,79E-06	1,16E-01	4,13E-24	5,52E-02				
Quercus sp.	4,20E-23	1,50E-05	8,52E-01	2,03E-08	3,47E-06	4,85E-27	6,61E-07	3,25E-49			
Salix caprea	3,13E-03	5,75E-01	2,60E-03	6,26E-01	2,57E-01	2,64E-01	2,71E-01	5,42E-04	3,13E-03		
Sorbus aria	5,04E-03	6,77E-01	4,20E-04	7,36E-01	3,39E-01	3,39E-01	3,39E-01	6,08E-04	6,53E-04	8,52E-01	
Mediane	1	2	3	2	2	2	2	1	3	2	2
Moyenne (erreur standard)	2,42 (0,031)	2,33 (0,018)	3,56 (0,032)	2,47 (0,021)	2,25 (0,020)	2,31 (0,019)	2,18 (0,017)	2,05 (0,022)	3,44 (0,029)	2,63 (0,023)	2,59 (0,022)

## 5 Discussion

### 5.1 Plus de diversité sur les feuillus et les arbres morts

La diversité de DMH est significativement supérieure sur les arbres morts, ainsi que sur les feuillus, ce qui va dans le sens des études précédentes (Asbeck et al. 2021; Grossmann et al. 2018; Johann et Schaich 2016; Larrieu et Cabanettes 2012; Paillet et al. 2019; Vuidot et al. 2011; Winter et al. 2015). Dans le Parc du Chasseral, il y a en moyenne 2,3 fois plus de structures différentes sur les arbres morts que sur les arbres vivants. En comparaison avec des études ayant étudié des essences comparables, cette proportion se trouve dans la moyenne: dans l'étude en forêts françaises de Paillet et al. (2019), les arbres morts ne portaient qu'environ 1,2 fois plus DMH par arbre que les arbres vivants. Dans la même région, Vuidot et al (2011) ont obtenu une différence d'environ 2 fois plus et dans la forêt noire, les arbres morts portaient en moyenne 4 fois plus de structures par arbre (Johann et Schaich 2016, cité par Paillet et al. 2019). En outre, l'étude de Paillet et al. (2019) a démontré que la différence de diversité entre arbres morts et vivants était particulièrement prononcée sur les chênes, en comparaison avec les hêtres, les pins, les sapins blancs et les épicéas. Ce lien n'a pas été testé dans cette étude, mais il est intéressant de le considérer dans les futures analyses.

La différence dans la diversité entre les feuillus et les résineux s'est avérée largement significative ( $p > 2,2e-16$ ), alors que les moyennes sont relativement proches : 2,61 DMH par arbre pour les feuillus et 2,11 sur les résineux. Cette très faible valeur « p » a été observée dans les résultats de toutes les variables testées et s'explique en grande partie par la taille de l'échantillon. En effet, les tests utilisés sont relativement sensibles. Sur de grands échantillons, même de faibles variations peuvent être détectées comme significatives. Dans ce cas, ces résultats peuvent être considérés comme une légère tendance qui est confirmée par d'autres études, mais sur le terrain, la différence ne sera pas perceptible. Cependant, la différence est plus flagrante en considérant certaines essences : l'épicéa a la moyenne de diversité par arbre la plus faible (Tab. 2 ), avec 2,05 DMH par arbre, alors que les chênes en ont 1,7 fois plus (3,44) en moyenne. Cette différence est encore plus flagrante que dans l'étude de Vuidot et al. (2011), où les chênes, avec une moyenne d'environ 2.6 DMH par arbre, en portent 1,5 fois plus que les épicéas et les sapins. Paillet et al. 2019 a également comparé la diversité de DMH entre les différentes essences, et les chênes ne se sont pas particulièrement démarqués.

De manière plus surprenante, l'érable sycomore s'est particulièrement démarqué dans les résultats, ayant en moyenne encore légèrement plus de structures par arbre que les chênes (en moyenne 3,56). Ce résultat se démarque des quelques rares études dans lesquelles cette essence a été considérée (Grossmann et al. (2018) ; Paillet et al. 2019). Par exemple, dans l'étude de Grossmann et al. (2018), la diversité par arbre était plus élevée sur les sapins blancs que sur les érables. Néanmoins, dans cette étude, le diamètre moyen des sapins était de 82 cm, pour seulement 42 cm sur les érables sycomore, ce qui peut avoir joué un rôle non négligeable, puisque la même étude montre que plus les arbres sont gros, plus la diversité est grande.

Néanmoins, étant donné l'absence de confirmation de ces résultats par d'autres études, il n'est pas possible de conclure de manière générale que l'érable, en tant qu'essence, influe de manière significative sur la diversité des habitats qu'il abrite. Il se peut qu'il s'agisse d'une exception régionale où d'autres facteurs ont joué un rôle déterminant, tels que la vitalité des arbres, leur taille ou leur âge, ou encore leur exposition à des processus particuliers, comme les chutes de pierres, par exemple.

### 5.2 La méthode de relevé biaise les résultats quant au DHP

La dernière caractéristique de l'arbre ayant été étudiée, est le DHP. Toutes les études consultées s'accordent, bien qu'à des niveaux différents, sur le lien significatif entre ce facteur et la diversité de DMH (Asbeck et al. 2021 ; Asbeck et al. 2019 ; Büttler et Lachat 2009 ; Courbaud et al. 2017 ; Grossmann et al. 2018 ; Johann et Schaich 2016 ; Larrieu et al. 2011; Larrieu et Cabanettes 2012 ; Paillet et al. 2019 ; Regnery et al. 2013 ; Santopuoli et al. 2022 ; Vuidot et al. 2011 ; Winter et al. 2015). Cependant, au sein de cette étude, il n'a pas été possible de confirmer cette relation. Au contraire, en comparant les moyennes par mode de gestion, la diversité de DMH par arbre est la plus haute en forêt de protection (Figure 8) où le DHP moyen est le plus faible.

Afin de mieux comprendre ces résultats, les moyennes de DHP en fonction du nombre de structures trouvées sur un arbre ont été comparées a posteriori. De manière surprenante, le DHP moyen des arbres portant deux structures (62,96 cm (0,27)), est même légèrement inférieur au diamètre moyen des arbres n'en portant qu'une (63,38 cm (0,27)). Au contraire, Vuidot et al. (2011) montre que le diamètre moyen des arbres double entre un (~20 cm) et deux (~40 cm) DMH par arbres. Dans le même sens, Bütler et Lachat (2009) montrent que le DHP moyen augmente significativement avec chaque DMH supplémentaire (jusqu'à 4 DMH par arbre), ce qui est expliqué par le fait que les grands arbres ont généralement vécu plus longtemps et ont été davantage exposés à des aléas qui ont formé des DMH. Néanmoins, lorsqu'uniquement les arbres en forêt exploitée sont considérés (et pas ceux en forêt inexploitée), le nombre de DMH par arbre n'augmente pas significativement avec sa taille, alors que c'est le cas dans les forêts qui ne sont plus exploitées. Cette différence est expliquée par le fait qu'en forêt exploitée, la sylviculture favorise les arbres de bonne qualité au détriment des potentiels arbres habitats. Cela pourrait également expliquer la faible corrélation entre ces variables dans le cas du Parc du Chasseral, ayant considéré uniquement des forêts exploitées. Cependant, en pâturages boisés, la sylviculture est moins axée sur la sélection d'arbres de qualité, cet argument n'y est donc pas vraiment valable.

Par ailleurs, dans des forêts plus exploitées depuis des décennies, Larrieu et Cabanettes (2012) ont pu fixer des seuils de diamètres auxquels la diversité augmente significativement : à 42 cm pour un DMH par arbre, 60cm pour deux, 73 cm pour 3 et 81 cm pour quatre sur les hêtres et 47, 81 et 89 cm sur les sapins blancs. Pour les mêmes essences, mais dans des forêts exploitées en futaie irrégulière, Grossmann et al. (2015) ont fixé des seuils au-dessus desquels, la diversité cesse d'augmenter : 70 cm pour les hêtres et 90 cm pour les sapins. En considérant ces différents résultats, deux points intéressants sont à retenir. D'une part, l'exploitation, ou justement l'abandon de celle-ci semble jouer un rôle dans l'influence du diamètre sur la diversité de DMH par arbre. D'autre part, dans les forêts exploitées, le seuil entre des arbres portant une et deux structures se situe largement en dessous de 60cm dans l'étude de Vuidot et al. (2011) et précisément à 60 cm pour les hêtres dans l'étude de Larrieu et Cabanettes (2012). Dans la méthode du Parc du Chasseral, ce diamètre représente le diamètre minimum à partir duquel les arbres vivants sont inspectés pour les essences les plus fréquentes (voir Annexe 5). En dessous de ce diamètre, les données sont non seulement incomplètes, mais aussi en partie biaisée. En effet, en examinant la distribution des diamètres (Fig. 2), on peut envisager que, en l'absence d'une limite minimale de 60 cm pour le diamètre, la distribution suivrait quasiment une courbe gaussienne. Cela suggère qu'un nombre non négligeable d'arbres manqueraient, arbres qui potentiellement afficheraient une diversité de DMH inférieure à ceux qui ont été relevés. En suivant ces suppositions, les résultats seraient plus cohérents avec les autres études. De plus, dans les données liées aux arbres de faible diamètre, un biais supplémentaire pourrait s'ajouter : Les arbres qui ne répondent pas aux critères d'inspection (voir méthode, chapitre 3.2) sont répertoriés uniquement s'ils présentent une structure visible de loin. On peut supposer que les arbres tordus portant plusieurs structures sont plus susceptibles d'être repérés que ceux abritant un unique nid en haut d'un arbre, par exemple. Par conséquent, la diversité de ces arbres serait probablement supérieure à la moyenne réelle.

Finalement, les critères d'inspection pour les arbres morts sur pied d'une hauteur supérieure à 3m sont différents des arbres vivants: notamment le chêne, très présent en forêt de protection est déjà relevé dès 40cm. Etant donné que la diversité de structures par arbre est particulièrement grande sur les arbres morts, ainsi que sur les chênes, si un certain nombre d'arbres correspond à ces deux critères, et mesure entre 40 et 60 cm, cela accentuerait davantage le biais présent dans les données sur les arbres de moins de 60 cm de diamètre. L'interaction entre ces trois facteurs n'a cependant pas été testée, il ne s'agit que d'une hypothèse.

### 5.3 Effet de la gestion ?

Comme le relèvent Asbeck et al (2021), l'effet de la gestion n'est pas trivial à examiner et le cas du Parc du Chasseral ne fait pas défaut. Ayant réalisé uniquement des analyses univariées, le lien entre les variables n'a pas été testé. De plus, les trois types de forêts n'ont pas les mêmes caractéristiques environnementales (station, exposition à des dangers naturels etc). De ce fait, les possibilités d'interprétation sont limitées. Par exemple, si les forêts se différencient par leur composition

d'essences, qui elle, influence la diversité de DMH, il n'est pas possible d'affirmer si celle-ci est due au mode de gestion ou simplement à la station. Toutefois, ce chapitre explorera quelques hypothèses concernant les interactions entre la gestion forestière et les dendromicrohabitats.

### **Effet de la gestion sur la diversité d'arbres habitats**

Tout d'abord, bien que le degré de significativité du test de Wilcoxon-Mann-Whitney qui compare la diversité de DMH par arbre entre les modes de gestion, doit être pris avec une certaine distance en raison du grand nombre de données, tel qu'expliqué plus en amont, une tendance transparait dans les différents tests et graphiques (fig. 7) et surtout (fig. 8). En effet, il semblerait que la diversité de DMH par arbre soit la plus haute en forêt de protection, puis en pâturage boisé et la plus faible en forêt exploitée. Il peut sembler surprenant, que les forêts de protection se démarquent plus des forêts exploitées que des pâturages, étant donné que le mode de gestion de ces deux types de forêts fermées sont relativement similaires en comparaison avec les pâturages boisés.

En considérant les caractéristiques des arbres dans chaque type de forêt, la grande diversité de DMH par arbre en forêt de protection est prévisible : il y a plus d'arbres morts et les feuillus y sont également plus représentés, et particulièrement des chênes. En revanche, en considérant les mêmes facteurs, la diversité devrait être inférieure en pâturage boisés qu'en forêt de production, puisqu'on y trouve proportionnellement plus de résineux et moins de bois mort. Pourtant les résultats prouvent le contraire. Ces deux facteurs ne peuvent donc pas être les seuls prédictors de la diversité de DMH par arbre.

Seules des différences minimes entre les types de forêts transparissent dans les tests d'accumulation et le DCA. L'homogénéité des points en forêt de protection visible sur le DCA (fig. 9) pourrait en partie être liée au fait qu'il y a moins de données en forêt de protection que dans les deux autres forêts. Cependant, étant donné que la majeure partie de ces données est issue d'une seule et même forêt, il est envisageable qu'un effet spécifique au site influence la similitude des communautés de dendromicrohabitats. Ceci n'étant pas le cas par exemple pour les arbres relevés dans les pâturages boisés, où les données proviennent à la fois de pâturages connus pour leur diversité d'essences, comme celui des Voigières (Juillerat et al. 2020), et de pâturages plus en altitude où la composition d'essences ressemble potentiellement davantage à ce que l'on trouve généralement, à savoir une prédominance d'épicéas et de hêtres. Par conséquent, une plus grande hétérogénéité pourrait être attendue dans les pâturages boisés.

### **Effet de la gestion sur la densité d'arbres habitats**

En considérant la densité d'arbres par hectare (Tab.1), les résultats montrent la même tendance que le test sur la diversité. Toutefois, elle est encore plus flagrante: le nombre d'arbres est le plus élevé en forêt de protection, puis suivent les pâturages boisés et enfin les forêts exploitées. Il y a en moyenne 4,53 arbres habitats par hectare en pâturage pour seulement 2,69 en forêt exploitée, alors que nombre de tiges à l'hectare est largement inférieur en pâturages boisés qu'en forêt fermée, ce qui signifie que la part d'arbres habitats par rapport au total d'arbres en pâturage est largement plus haute qu'en forêt exploitée. Ceci laisse penser que comme le suggèrent Larrieu et al (2022), la gestion influence la présence d'arbres habitats du simple fait qu'un plus grand nombre d'arbres habitats est préservé. Cela peut s'expliquer par le fait que, dans les pâturages boisés, la gestion se concentre beaucoup moins sur des objectifs de production avec des diamètres cibles, ce qui permet de conserver davantage d'arbres imposants, notamment dans un but paysager (DDTE, 2018).

### **Effet de la gestion sur la composition d'essences**

Selon Larrieu et al. (2022,) la gestion exerce une influence sur les essences, lesquelles, à leur tour, ont un impact sur les arbres habitats. Dans le parc du Chasseral la composition d'essences des arbres habitats diffère en effet entre les trois types de forêts. D'abord, en pâturages boisés, on trouve largement plus d'essences rares, tels que des pommiers sauvages (*Malus sylvestris*), des poiriers

sauvages (*pyrus pyraister*) qu'on trouve presque exclusivement en pâturages boisés (Annexe 3). De plus, on y trouve également largement plus d'alisiers blancs (*sorbus aria*) et des cerisiers (*prunus avium*) que dans les deux autres types de forêts (Figure 3). Certaines espèces étant liées à certaines essences particulières (Paillet et al. 2019), cette grande diversité d'essences est un atout en termes de biodiversité saproxylique dans les pâturages boisés. Cette grande variété d'essences présente dans les pâturages boisés peut d'une part s'expliquer par la décision des gestionnaires d'introduire ou de favoriser certaines espèces, mais également par le fait que les arbres y sont moins exposés à la compétition pour la lumière. En conséquence, des espèces moins compétitives, telles que les essences rares mentionnées, peuvent prospérer.

Au contraire, dans les forêts exploitées, la composition d'essences est plus homogène. Les forêts de protection se trouvent entre les deux en termes de diversité d'essences et se démarquent surtout par l'importante présence de chêne. Pourtant, dans ce cas, il est difficile de justifier l'abondance de chêne par les objectifs de gestion. En effet, dans les forêts de protection contre les chutes de pierres, d'autres essences, pouvant former des peuplements avec une surface terrière supérieure à celle atteignable avec les chênes, sont habituellement favorisées au détriment de ces derniers.

### Effet de la gestion sur le type de structures

Finalement, il est à nouveau remarquable de constater que la composition de DMH est plus similaire entre les forêts exploitées et les pâturages boisés qu'entre les deux types de forêts fermées (Figure 5). Les forêts de protection se différencient en deux points: une moindre abondance de concavité d'une part, et d'autre part, une abondance remarquable de cavités à terreau. Pour le premier point, la différence d'abondance de concavités peut être lié, en tous cas en partie, avec la composition d'essences: les concavités seraient particulièrement présentes sur les épicéas (Asbeck et al. 2019) eux-mêmes presque absents en forêt de protection. Cependant, si cela était la seule explication, on s'attendrait à ce que la proportion de cavités soit plus élevée dans les pâturages boisés, où les épicéas sont plus abondants qu'en forêt exploitée. De plus, selon Fournier et al. (2015), cité par Larrieu et al. (2022), les concavités seraient favorisées par les fortes pentes et les forêts de protection dans ce périmètre sont plutôt raides.

En ce qui concerne la seconde différence majeure, les chutes de pierres peuvent créer des blessures à l'écorce (Aubier apparent), qui potentiellement évoluent vers des cavités à terreau (Larrieu et al. 2016). De ce fait, on aurait attendu un grand nombre de ces deux types de structures en forêt de protection. Si pour les cavités à terreau l'hypothèse se vérifie, même de manière très marquée, il est étonnant de ne pas observer de différence dans les DMH liés à l'aubier apparent. Ce phénomène pourrait en partie s'expliquer par le fait que les coupes forestières réalisées en forêt exploitées favorisent également les blessures de l'écorce, cependant, cela ne peut pas être appliqué de la même manière aux pâturages boisés. Par conséquent, il doit donc exister une autre explication à cette abondance marquée de cavités à terreau, d'autant plus que selon Vuidot et al (2011) la présence de cavités était fortement liée aux grands arbres, qu'on trouve moins abondamment en forêt de protection (Il faut considérer ici, que le lien entre les cavités à terreau et le diamètre n'a pas été testé. Il se peut que les cavités à terreau se trouvent sur les plus grands arbres de ce type de forêt). Larrieu et Cabanettes (2012) ont relevé une densité plus haute de cavités en forêt de feuillus qu'en forêt mixte. Dans cette étude, la part de feuillus en forêt de protection est largement supérieure que les deux autres forêts. Cela pourrait expliquer une partie de l'abondance de cavités qu'on y trouve en comparaison avec les deux autres forêts.

Il n'en est pas moins, que cette abondance de cavités à terreau revêt d'une importance considérable pour la biodiversité saproxylique, tel que le soulignent Juillerat et al. (2020). En effet, l'inventaire de coléoptères saproxyliques a montré que la densité et la continuité temporelle de la présence de ces structures a permis à des espèces extrêmement exigeantes en matière d'habitat (*Dacne rufifrons* et *Crepidophorus mutilatus* par exemple) de s'installer dans ces forêts. En conséquence, elles sont aujourd'hui considérées comme un haut lieu de biodiversité saproxylique au niveau national. Cette étude a révélé que non seulement les grands arbres bien exposés au soleil dans les pâturages boisés (des Voigières) sont cruciaux pour ces espèces, mais également que tous les arbres, même de taille plus modeste, présents dans les forêts de protection et portant des cavités à terreau, jouent un rôle essentiel. Les cavités à terreau sont également identifiées comme prioritaires à conserver par Larrieu et

al (2016), en raison du fait que leur densité atteint rarement les valeurs nécessaires aux espèces spécialisées.

#### 5.4 Cas spécial des forêts de protection d'Orvin

Dans cette étude, les forêts de protection se démarquent des deux autres types de forêts par l'importante densité d'arbres habitats et de structures au niveau d'une surface, mais aussi par leur diversité au niveau de l'arbre. Comme expliqué précédemment, les chutes de pierres, ainsi que l'abondance de feuillus et en particulier de chênes, justifient en partie cette différence. Cependant, des interrogations subsistent. Une visite de terrain dans le but de se faire une image du peuplement dans sa globalité et non uniquement des arbres habitats relevés, a permis de mettre en évidence le cas particulier que représentaient ces forêts de protection. La majeure partie de la surface en forêt de protection étudiée se trouve en dessus d'Orvin (BE), au lieu-dit « sous les Roches » et si dans les données, les chênes y représentent une part importante des arbres, ils sont loin de dominer le peuplement dans lequel ils se trouvent (en tous cas dans la forêt située au-dessus du dépôt forestier de la Bourgeoisie d'Orvin). En effet, on y trouve une futaie, dont la strate supérieure est dominée par des hêtres et des tilleuls. Sous ce couvert dense, subsistent des chênes à l'allure toute autre: ils semblent bien plus âgés que les arbres de la strate supérieure, mais leur court tronc et leur large couronne indiquent qu'ils se sont développés avec beaucoup de place (Fig 12). Cette hypothèse est confirmée par le garde forestier de la région (Mottet 2023, communication personnelle) qui précise que ces forêts ont été pâturées jusque dans les années 1960. Par la suite, elles ont été laissées à l'abandon, ce qui a permis à l'actuel peuplement dominant de se développer. Les chênes seraient donc des reliques de cet ancien usage.

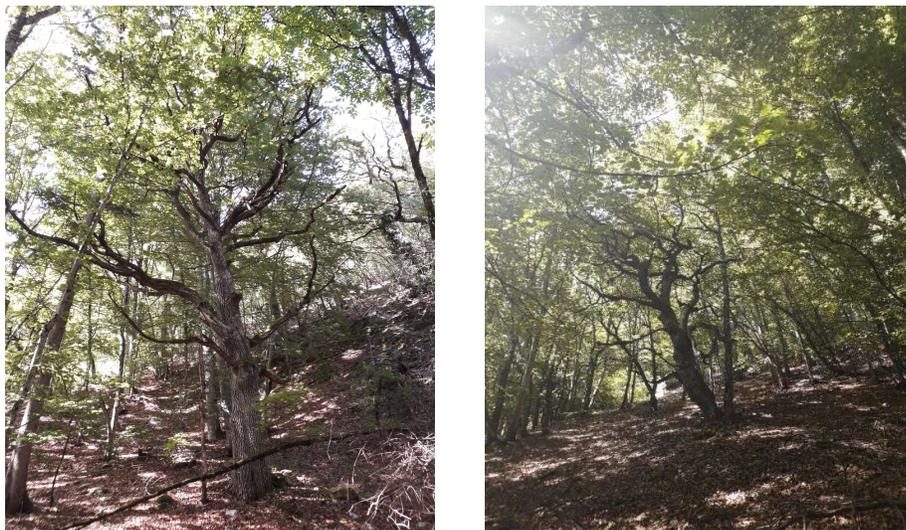


Figure 12: Chênes décrépits sous un couvert de hêtres et de tilleuls dans les forêts de protection d'Orvin. Source: Maude Ehrbar.

En considérant cet aspect, certaines raisons à l'origine de cette richesse en habitats deviennent plus claires: les chênes qui portent en règle générale une plus grande diversité de DMH auraient été favorisés par l'ancien usage en pâturage. Par la suite, le fait que le peuplement n'ait plus été exploité et se soit refermé aurait soumis les chênes existants dans un stress quant à l'accès à la lumière et aurait favorisé l'apparition de DMH. Puis finalement, les blessures liées aux chutes de pierres auraient formé encore d'avantage d'habitats supplémentaires. En outre, le manque de lumière pourrait expliquer le faible diamètre des arbres, malgré leur grand âge et, le caractère remarquable de ces arbres dans le sous-étage, le fait que beaucoup de ces arbres aient été repérés et approchés, mêmes si leur taille était inférieure au critère de relevé.

Ce cas spécial est un exemple parlant de la manière dont les modes de sylvicultures, mais surtout la combinaison de différents facteurs, peut influencer les processus créant certains dendromicrohabitats.

Il permet également de mettre en lumière la singularité des événements qui sont à l'origine de ce hotspot de biodiversité saproxylique relevé par l'inventaire de coléoptères saproxyliques de Juillerat et al.(2020). Cette mise en évidence souligne l'importance de la conservation des arbres habitats de cette forêt, impliquant ainsi la nécessité d'exploiter les synergies potentielles avec sa fonction de protection.

## 6 Conclusion

Sur 47 types de dendromicrohabitats possibles, 46 ont été relevés au moins une fois, ce qui met en évidence la diversité de structures que le Parc régional Chasseral abrite.

L'essence et la vitalité influencent de manière significative la diversité de DMH par arbre: elle est supérieure sur les feuillus et en particulier sur les chênes et les érables sycomores en comparaison avec les résineux. Les arbres morts portent une plus grande diversité de structures par arbre que les arbres vivants. Ces deux facteurs ne permettent cependant pas à eux seuls d'expliquer la diversité et l'abondance de dendromicrohabitats.

L'influence de la gestion mérite d'être approfondie, cependant certaines conclusions préliminaires peuvent être formulées : En permettant à une large palette d'essence de se développer, ainsi qu'en préservant des arbres monumentaux isolés, la gestion en pâturage boisé influence de façon positive la biodiversité saproxylique. La gestion forestière avec un but de production crée un déficit tant du point de vue de l'abondance et de la diversité de DMH sur une surface que dans la diversité des structures présentes sur un même arbre. Les forêts de protection étudiées constituent un hotspot en termes d'arbres habitats du fait de la densité exceptionnelle de cavités à terreau qu'elles abritent. C'est pourquoi, la conservation de ces arbres habitats peut être identifiée comme prioritaire, d'autant plus que leur haute valeur écologique est confirmée par un inventaire sur les coléoptères saproxyliques. L'origine de la diversité des dendromicrohabitats des arbres de cette forêt pourrait être liée à une coïncidence de circonstances d'origine anthropique (usage en pâturage, puis phase d'abandon) et d'influences environnementales externes (chutes de pierres entre autres). Cet exemple témoigne de la complexité des processus liés à la formation de DMH.

Par manque de temps, l'analyse spatiale de la répartition des arbres habitats au sein du parc se révèle incomplète et mériterait d'être approfondie. De plus, les corrélations entre les variables mériteraient une attention supplémentaire, afin d'apporter davantage de précision aux résultats.

## 7 Bibliographie

### Littérature :

- Asbeck T, Großmann J, Paillet Y, Winiger N, Bauhus J, 2021. The Use of Tree-Related Microhabitats as Forest Biodiversity Indicators and to Guide Integrated Forest Management. *Current Forestry Reports*, 7 (1), 59-68. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00132-5>
- Asbeck T, Pyttel P, Frey J, Bauhus J, 2019. Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management*, 432, 400-408. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.043>
- AWN (Amt für Wald und Narugefahren Kanton Bern), 2016. Carte indicative des forêts protectrices, 2016. Page consultée le 26.09.2023, <https://www.agi.dij.be.ch/fr/start/geoportal/geodaten/detail.html>
- Borcard D, Gillet F, Legendre P, 2011. Unconstrained Ordination. dans : *Numerical Ecology with R*. Springer New York, New York, NY, p. 115-151. Page consultée le 05.08.2023, [https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6\\_5](https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6_5)
- Bütler R, Lachat T, 2009. Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität | Forests without harvesting: an opportunity for the saproxylic biodiversity. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 160 (11), 324-333. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.3188/szf.2009.0324>
- Bütler R, Lachat T, Larrieu L, Paillet Y, 2013. Habitat trees: key elements for forest biodiversity. (Chap 2.1, pp. 84-92). In: Kraus D., Krumm F. (eds) 2013. *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute. 284 p. Page consultée le 25.09.2023, [https://www.wsl.ch/fileadmin/user\\_upload/WSL/Mitarbeitende/buetler/InFocus-Integrate-chapterHabitat\\_trees-final.pdf](https://www.wsl.ch/fileadmin/user_upload/WSL/Mitarbeitende/buetler/InFocus-Integrate-chapterHabitat_trees-final.pdf)
- Bütler R, Lachat T, Krumm F, Kraus D, Larrieu L. 2020a. Habitatbäume kennen, schützen und fördern. Merkblatt für die Praxis 64. Birmensdorf: Eidg. Forschungsanstalt WSL. 12 S. Page consultée le 26.09.2023, <https://www.wsl.ch/de/publikationen/connaître-conserver-et-promouvoir-les-arbres-habitats.html#:~:text=Les%20arbres%20habitats%20sont%20des,%C3%A0des%20milliers%20d'organismes%20sp%C3%A9cialis%C3%A9s.>
- Bütler R, Lachat T, Krumm F, Kraus D, Larrieu L, 2020b. Guide de poche des dendromicrohabitats. Description et seuils de grandeur pour leur inventaire. Birmensdorf, Institut fédéral de recherches WSL. 59 p. Page consultée le 26.09.2023. <https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl:22453/datastream/PDF>
- Courbaud B, Pupin C, Letort A, Cabanettes A, Larrieu L, 2017. Modelling the probability of microhabitat formation on trees using cross-sectional data. *Methods in Ecology and Evolution*, 8 (10), 1347-1359. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12773>
- DDTE (Département du développement territorial et l'environnement), 2018. Guide des bonnes pratiques en pâturage boisé. DDTE, Neuchâtel, 16p. Page consultée le 25.09.2023, <https://www.ne.ch/autorites/DDTE/SFFN/forets/Diaporama/Guide%20des%20bonnes%20pratique>
- Duncker P, Barreiro S, Hengeveld G, Lind T, Mason W, Ambrozy S, Spiecker H, 2012. Classification of Forest Management Approaches: A New Conceptual Framework and Its Applicability to European Forestry. *Ecology and Society*, 17 (4). Page consultée le 26.09.2023, <https://doi.org/10.5751/ES-05262-170451>
- Fournier M, Bonnesoeur V, Deleuze C, Renaud J-P, Legay M, Constant T, Moulia B, 2015. Pas de vent, pas de bois. L'apport de la biomécanique des arbres pour comprendre la croissance puis la vulnérabilité aux vents forts des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, 67 (3), 213-237. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.4267/2042/58173>
- Frehner M, Wasser B, Schwitter R, 2005. Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion, Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 564 S
- Gerber A, Fuerst R, Wolfer L. 2019. Relevé des arbres habitat : méthodologie pour forêts et pâturages boisés. Parc régional Chasseral, Saint-Imier, 10p. Page consultée le 26.09.2023. [https://www.parcchasseral.ch/upload/documents/2019\\_12\\_20\\_arbreshabitats\\_methode\\_et\\_annexes.pdf](https://www.parcchasseral.ch/upload/documents/2019_12_20_arbreshabitats_methode_et_annexes.pdf)

- Großmann J, Schultze J, Bauhus J, Pyttel P, 2018. Predictors of Microhabitat Frequency and Diversity in Mixed Mountain Forests in South-Western Germany. *Forests*, 9 (3), 104. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.3390/f9030104>
- IFN (Inventaire forestier national), sans date d'édition. Dictionnaire/glossaire. Page consultée le 26.09.2023, [https://www.lfi.ch/glossar/glossar-fr.php?frmWordList=292\\_Glos](https://www.lfi.ch/glossar/glossar-fr.php?frmWordList=292_Glos)
- Imesch N, Stadler B, Bolliger M, Schneider O, 2015. Biodiversité en forêt: objectifs et mesures. Aide à l'exécution pour la conservation de la diversité biologique dans la forêt suisse. Office fédéral de l'environnement OFEV, Berne. L'environnement pratique no 1503: 190 p.
- Jeanrichard S, 2013. Les arbres remarquables. Dans : Parc du Doubs. L'essentiel sur les pâturages boisés. Cortailod, p. 13-14. Page consultée le 11.09.2023. <https://angebot.paerke.ch/uploads/f9/f932bd14900b5241ff112f86df3c3c38.pdf>
- Johann F, Schaich H, 2016. Land ownership affects diversity and abundance of tree microhabitats in deciduous temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 380, 70-81. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.037>
- Juillerat L, Chittaro Y, Vallat A, 2020. Contribution à l'inventaire des coléoptères saproxyliques du Parc régional Chasseral. Inventaire des milieux thermophiles de la région d'Orvin-Péry et prospections sur le massif de Chasseral. 122, 71-91. Page consultée le 26.09.2023. [http://www.parc.ch/prc/pdf\\_public/2021/41769\\_20210311\\_130007\\_Juilleratal\\_2019\\_Contribution\\_linventaire\\_des\\_coloptres\\_saproxyliques\\_du\\_Parc\\_rgional\\_Chasseral.PDF](http://www.parc.ch/prc/pdf_public/2021/41769_20210311_130007_Juilleratal_2019_Contribution_linventaire_des_coloptres_saproxyliques_du_Parc_rgional_Chasseral.PDF)
- Kraft, G. Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben; Klindworth: Hannover, 1884
- Larrieu L, Cabanettes A, Delarue A, 2011. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, 131, 773-786. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0551-z>
- Larrieu L, Cabanettes A, Goux N, Burnel L, Bouget C, Deconchat M, 2017a. Development over time of the tree-related microhabitat profile: the case of lowland beech-oak coppice-with-standards set-aside stands in France. *European Journal of Forest Research*, 136 (1), 37-49. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-1006-3>
- Larrieu L, Cabanettes A, Goux N, Burnel L, Bouget C, Deconchat M, 2017b. Development over time of the tree-related microhabitat profile: the case of lowland beech-oak coppice-with-standards set-aside stands in France. *European Journal of Forest Research*, 136 (1), 37-49. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-1006-3>
- Larrieu L, Courbaud B, Drénou C, Goulard M, Bütler R, Kozák D, Kraus D, Krumm F, Lachat T, Müller J, et al., 2022. Perspectives: Key factors determining the presence of Tree-related Microhabitats: A synthesis of potential factors at site, stand and tree scales, with perspectives for further research. *Forest Ecology and Management*, 515, 120235. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120235>
- Paillet Y, Debaive N, Archaux F, Cateau E, Gilg O, Guilbert E, 2019. Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: an analysis in French forest reserves. 335836. Page consultée le 26.09.2023, <https://doi.org/10.1101/335836>
- Regnery B, Paillet Y, Couvet D, Kerbirou C, 2013. Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management*, 295, 118-125. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.009>
- Santopuoli G, Vizzarri M, Spina P, Maesano M, Scarascia Mugnozza G, Lasserre B, 2022. How individual tree characteristics and forest management influence occurrence and richness of tree-related microhabitats in Mediterranean mountain forests. *Forest Ecology and Management*, 503, 119780. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119780>
- Scheidegger C., Stofer, S., 2015. Bedeutung alter Wälder für Flechten: Schlüsselstrukturen, Vernetzung, ökologische Kontinuität. *Schweiz. Z. Forstwes.* 166, 75-82. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.3188/szf.2015.0075>
- Vuidot A, Paillet Y, Archaux F, Gosselin F, 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144 (1), 441-450. Page consultée le 26.09.2023. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.030>
- Winter S, Höfler J, Michel AK, Böck A, Ankerst DP, 2015. Association of tree and plot characteristics with microhabitat formation in European beech and Douglas-fir forests. *European Journal of Forest*

**Autre support :**

Mottet P, 2023. Garde forestier de la région d'Orvin (BE). Entretien téléphonique du 25.09.2023

## 8 Annexes

### 8.1 Table des Annexes

Annexe 1 : Nom des groupes de DMH	26
Annexe 2 : diagrammes quantiles-quantiles	27
Annexe 3 : Essences relevées	28
Annexe 4 : Occurrence des types de DMH	29
Annexe 5: Méthodologie de relevés du Parc régional Chasseral	31

#### Annexe 1 : Nom des groupes de DMH

Voir Annexe 5 pour plus de précisions sur les types de DMH

"Loge" = c("CV11", "CV12", "CV13", "CV15"),  
"Cavité" = c("CV23", "CV25", "CV26", "CV27", "CV33"),  
"Galerie" = "CV51",  
"Concavité" = c("CV41", "CV14", "GR12", "GR11"),  
"Aubier apparent" = c("IN11", "IN34", "BA11", "BA12"),  
"Bois de coeur apparent" = c("IN21", "A1062", "IN31", "IN33", "A1065"),  
"Branche morte" = c("DE11", "IN23a", "IN23b"),  
"Agglomération" = c("GR21", "GR22"),  
"Loupe ou chancre" = c("GR31", "GR32"),  
"Sporoph. pérenne" = "EP12",  
"Sporoph. éphém." = c("EP11", "EP13", "EP14", "EP21"),  
"Epiphyte, parasite" = c("EP31", "EP32", "EP33", "EP34", "EP35"),  
"Nid" = c("NE11", "NE21"),  
"Microsol" = c("A1141", "OT21"),  
"Sève" = c("OT11", "OT12")

## Annexe 2 : diagrammes quantiles-quantiles

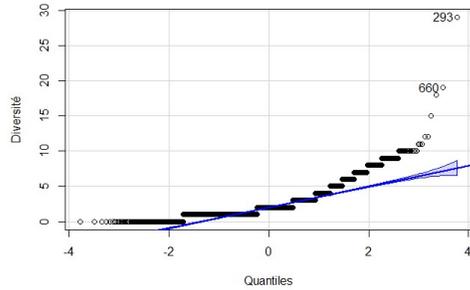


Figure 13: QQ-Plot diversité de dendromicrohabitats par arbre.

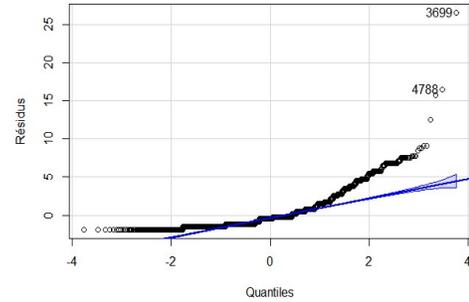


Figure 15: QQ-Plot pour les résidus de l'ANOVA comparant la diversité entre les modes de gestion.

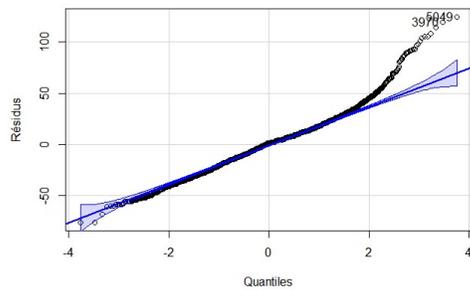


Figure 14: QQ-Plot pour les résidus de l'ANOVA comparant les DHP entre les modes de gestion.

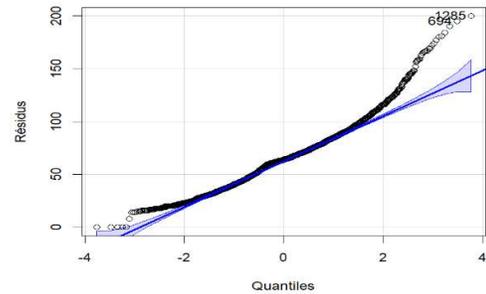


Figure 16: QQ-Plot pour la distribution du DHP.

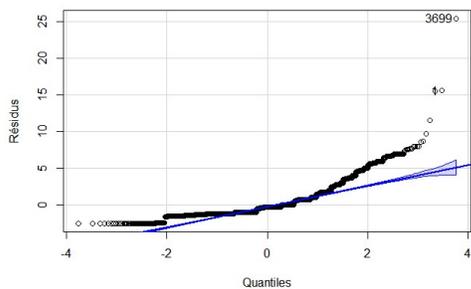


Figure 17: QQ-Plot pour les résidus de l'ANOVA comparant la diversité entre les essences.

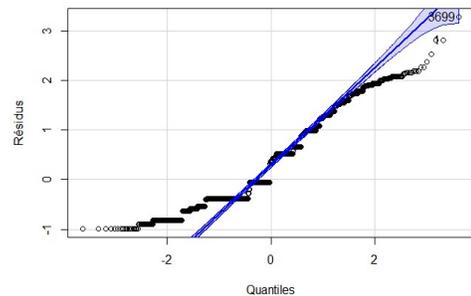


Figure 18: QQ-Plot pour les résidus de l'ANOVA comparant la diversité entre les essences, avec les valeurs corrigées par  $\log(x+1)$ .

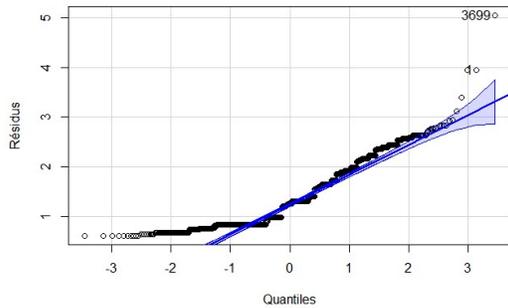


Figure 19: Q-Q-Plot pour les résidus de l'ANOVA comparant la diversité entre les essences, avec les valeurs corrigées par  $\sqrt{x}$ .

### Annexe 3 :Essences relevées

Tableau 3: Pour chaque essence : nombre de fois recensé.

A contrôler	Abies alba	Acer campestre
6	388	73
Acer opalus	Acer pseudoplatanus	Aesculus hippocastanum
13	509	1
Betula pendula	Betula sp.	Corylus avellana
2	1	13
Crataegus sp.	Fagus sylvatica	Feuillu indéterminé
14	2345	4
Fraxinus excelsior	Juglans regia	Larix decidua
74	2	5
Malus sylvestris	Picea abies	Picea abies ou Abies alba
14	2018	28
Pinus sylvestris	Populus tremula	Prunus avium
21	8	57
Prunus padus	Prunus spinosa	Pseudotsuga menziesii
3	1	1
Pyrus pyraster	Quercus sp.	Salix caprea
1	329	61
Sambucus nigra	Sorbus aria	Sorbus aucuparia
4	86	2
Sorbus sp.	Taxus baccata	Tilia platyphyllos
1	5	4
Tilia sp.	Ulmus glabra	Ulmus sp.
50	7	1

#### Annexe 4 : Occurrence des types de DMH

Type de DMH	Mode de gestion	Nombre
A1062	Forêt	169
A1062	Forêt de protection	58
A1062	Pâturage boisé	138
A1065	Forêt	0
A1065	Forêt de protection	0
A1065	Pâturage boisé	4
A1141	Forêt	5
A1141	Forêt de protection	0
A1141	Pâturage boisé	21
BA11	Forêt	209
BA11	Forêt de protection	68
BA11	Pâturage boisé	79
BA12	Forêt	136
BA12	Forêt de protection	49
BA12	Pâturage boisé	57
CV11	Forêt	3
CV11	Forêt de protection	2
CV11	Pâturage boisé	3
CV12	Forêt	84
CV12	Forêt de protection	31
CV12	Pâturage boisé	34
CV13	Forêt	147
CV13	Forêt de protection	4
CV13	Pâturage boisé	4
CV14	Forêt	216
CV14	Forêt de protection	45
CV14	Pâturage boisé	66
CV15	Forêt	27
CV15	Forêt de protection	2
CV15	Pâturage boisé	3
CV21	Forêt	186
CV21	Forêt de protection	187
CV21	Pâturage boisé	131

CV23	Forêt	379
CV23	Forêt de protection	254
CV23	Pâturage boisé	229
CV25	Forêt	161
CV25	Forêt de protection	112
CV25	Pâturage boisé	168
CV26	Forêt	8
CV26	Forêt de protection	29
CV26	Pâturage boisé	75
CV27	Forêt	24
CV27	Forêt de protection	42
CV27	Pâturage boisé	33
CV33	Forêt	19
CV33	Forêt de protection	22
CV33	Pâturage boisé	56
CV41	Forêt	65
CV41	Forêt de protection	17
CV41	Pâturage boisé	57
CV51	Forêt	243
CV51	Forêt de protection	66
CV51	Pâturage boisé	190
DE11	Forêt	946
DE11	Forêt de protection	429
DE11	Pâturage boisé	1084
EP11	Forêt	29
EP11	Forêt de protection	26
EP11	Pâturage boisé	22
EP12	Forêt	60
EP12	Forêt de protection	19
EP12	Pâturage boisé	29
EP13	Forêt	12
EP13	Forêt de protection	6
EP13	Pâturage boisé	14
EP14	Forêt	2
EP14	Forêt de protection	1
EP14	Pâturage boisé	2

EP21	Forêt	0
EP21	Forêt de protection	0
EP21	Pâturage boisé	0
EP31	Forêt	324
EP31	Forêt de protection	188
EP31	Pâturage boisé	389
EP32	Forêt	176
EP32	Forêt de protection	22
EP32	Pâturage boisé	199
EP33	Forêt	31
EP33	Forêt de protection	42
EP33	Pâturage boisé	116
EP34	Forêt	8
EP34	Forêt de protection	1
EP34	Pâturage boisé	3
EP35	Forêt	0
EP35	Forêt de protection	0
EP35	Pâturage boisé	2
GR11	Forêt	721
GR11	Forêt de protection	70
GR11	Pâturage boisé	603
GR12	Forêt	99
GR12	Forêt de protection	14
GR12	Pâturage boisé	98
GR21	Forêt	8
GR21	Forêt de protection	2
GR21	Pâturage boisé	9
GR22	Forêt	26
GR22	Forêt de protection	29
GR22	Pâturage boisé	112
GR31	Forêt	143
GR31	Forêt de protection	75
GR31	Pâturage boisé	295
GR32	Forêt	16
GR32	Forêt de protection	5
GR32	Pâturage boisé	18

IN11	Forêt	688
IN11	Forêt de protection	256
IN11	Pâturage boisé	617
IN21	Forêt	178
IN21	Forêt de protection	62
IN21	Pâturage boisé	42
IN23a	Forêt	123
IN23a	Forêt de protection	78
IN23a	Pâturage boisé	110
IN23b	Forêt	162
IN23b	Forêt de protection	79
IN23b	Pâturage boisé	258
IN31	Forêt	31
IN31	Forêt de protection	14
IN31	Pâturage boisé	31
IN33	Forêt	0
IN33	Forêt de protection	0
IN33	Pâturage boisé	0
IN34	Forêt	1
IN34	Forêt de protection	1
IN34	Pâturage boisé	2
NE11	Forêt	45
NE11	Forêt de protection	6
NE11	Pâturage boisé	30
NE21	Forêt	7
NE21	Forêt de protection	3
NE21	Pâturage boisé	16
OT11	Forêt	3
OT11	Forêt de protection	5
OT11	Pâturage boisé	4
OT12	Forêt	131
OT12	Forêt de protection	10
OT12	Pâturage boisé	225
OT21	Forêt	12
OT21	Forêt de protection	2
OT21	Pâturage boisé	63

### **Annexe 5: Méthodologie de relevés du Parc régional Chasseral**

Source : Gerber A, Fuerst R, Wolfer L. 2019. Relevé des arbres habitat : méthodologie pour forêts et pâturages boisés. Parc régional Chasseral, Saint-Imier, 10p.

[https://www.parcchasseral.ch/upload/documents/2019\\_12\\_20\\_arbreshabitats\\_methode\\_et\\_annexes.pdf](https://www.parcchasseral.ch/upload/documents/2019_12_20_arbreshabitats_methode_et_annexes.pdf)