



Comment étudier l'influence des cervidés sur la diversité végétale en forêt ?

Synthèse bibliographique

La population de chevreuils en forêt de Montargis

Eléments de la relation faune-flore

Marie-Laure MILLOT
A4-Promotion 2000

Octobre 2004

Résumé

Du fait de leur croissance, les populations de cervidés font l'objet de nombreux travaux de recherche. Ces derniers s'intéressent particulièrement à l'influence de cette évolution démographique sur le milieu forestier et sur sa diversité végétale.

Un tel sujet d'étude se confronte à des difficultés méthodologiques, liées à la fois à des questions conceptuelles, à la fois à des questions de mise en place des méthodes existantes sur le terrain. Des éléments de réponse sont apportés par un travail de synthèse bibliographique mais certains points restent à éclaircir.

Malgré cela, les résultats obtenus jusqu'ici dans les études menées sur le sujet témoignent d'une influence non négligeable des cervidés sur la végétation forestière.

Enfin, un travail d'analyse de données est réalisé dans un objectif modeste d'exploration des jeux de données concernant l'équilibre de la population de chevreuils (*Capreolus capreolus*) de la forêt de Montargis avec son milieu. Les résultats de ce travail ne permettent pas de conclure à l'existence d'une relation entre l'évolution du niveau de la population et celle des paramètres de diversité de la végétation.

Mots-clé : cervidés, forêt, diversité spécifique, végétation, influence, Capreolus

Abstract

Deer populations have been increasing for the last century, that's why many studies try to identify the impact of such a demographic trend on the woodland and its plant species diversity.

These studies have to face methodological difficulties, linked to conceptual definitions as well as to practical experience. Some questions found an answer owing to the review, however, some points still need to be cleared up.

Nevertheless, studies have given evidence of an important impact of deer on woodland vegetation.

Finally, data analyses have been carried out with the modest objective of exploring data sets concerning the balance between the roe deer population and its habitat in the forest of Montargis. The results of this study do not permit to conclude on a relation existing between the evolution of the population and the evolution of the patterns of plant species diversity.

Keywords : deer, forest, species diversity, vegetation, impact, Capreolus

Remerciements

Je tiens, tout d'abord, à remercier M.Abrial, Directeur régional, de m'avoir acceptée en tant que stagiaire au groupement de Nogent-sur-Vernisson.

Je remercie plus particulièrement Christophe Baltzinger, pour son encadrement, sa patience et sa disponibilité. Je remercie également tous les autres membres de l'équipe Habicer pour leur accueil au sein de cette équipe et pour le temps qu'ils m'ont accordé.

Enfin, un grand merci à tout le reste du personnel du groupement de Nogent pour leur accueil, leurs sourires et leur bonne humeur.

Table des matières

Résumé / Abstract

Remerciements

Sigles et abréviations

Présentation du Cemagref et du sujet de stage

<u>PARTIE 1</u> : Comment étudier l'influence des cervidés sur la diversité végétale en forêt ?	
Synthèse bibliographique	p.1
Introduction	p.2
1. Méthodologie	p.4
1.1. Etude de la diversité.....	p.4
1.1.1. La notion de diversité	p.4
1.1.2. La mesure de la diversité.....	p.5
1.1.2.1. La diversité α	p.5
1.1.2.2. La diversité β	p.9
1.1.3. Les relevés de végétation.....	p.10
1.1.3.1. La méthode d'échantillonnage	p.10
1.1.3.2. Les caractéristiques relevées	p.12
1.2. Le suivi de la population de cervidés.....	p.14
1.2.1. Les dénombrements.....	p.14
1.2.1.1. La méthode de capture-marquage-recapture	p.14
1.2.1.2. Le comptage par approche et affût combinés.....	p.14
1.2.1.3. La battue sur secteur échantillon.....	p.15
1.2.2. Les méthodes indiciaires	p.15
1.2.3. Les indicateurs population-environnement	p.15
1.2.3.1. Les méthodes basées sur des indices de présence	p.15
1.2.3.2. Les méthodes basées sur l'observation directe des animaux.....	p.15
1.2.3.3. Les méthodes basées sur l'observation de la végétation	p.16
1.3. Le dispositif expérimental	p.17
1.3.1. Le dispositif d'enclos/exclos	p.17
1.3.2. Le gradient « naturel » de densité.....	p.19
1.3.3. Le suivi d'animaux en situation contrôlée (enclos expérimentaux)....	p.19
2. Résultats	p.20
2.1. Influence sur les régénérations et sur la composition de la strate supérieure	p.20
2.2. Influence sur les strates inférieures.....	p.20
2.3. Les mécanismes en jeu	p.21
2.3.1. Les relations interspécifiques	p.21
2.3.2. La modification de l'habitat	p.22
3. Discussion	p.23
3.1. La méthode d'étude	p.23
3.2. L'étude de l'influence des cervidés sur la diversité végétale en forêt.....	p.24
Conclusion	p.25

<u>PARTIE 2</u> : Influence des chevreuils sur la végétation forestière – Exploration des données de la forêt de Montargis	p.27
Introduction	1
1. Matériel et méthodes	p.29
1.1. Présentation du site d'étude.....	p.29
1.1.1. Relief et hydrographie	p.29
1.1.2. Climat	p.29
1.1.3. Géologie et pédologie.....	p.29
1.1.4. Stations forestières.....	p.29
1.1.5. Gestion forestière.....	p.30
1.2. Relevés de végétation : la méthode Aldous légèrement modifiée.....	p.30
1.3. Suivi de la population de chevreuils : l'indice kilométrique (IK)	p.32
1.4. Analyse de données : méthode et tests utilisés	p.33
2. Résultats	p.35
2.1. Une population de chevreuils en progression.....	p.35
2.2. Des paramètres de végétation globalement peu sensibles à cette progression ...	p.35
2.2.1. Le taux de recouvrement	p.35
2.2.2. La fréquence d'apparition.....	p.37
2.2.3. Le taux d'abrouissement	p.37
2.2.4. La fréquence d'abrouissement.....	p.39
2.2.5. La diversité	p.39
3. Discussion	p.41
Conclusion	p.43
Bibliographie.....	p.45
Glossaire	p.53
Table des figures et des tableaux.....	p.59
Tables des annexes.....	p.61

Sigles et abréviations

CEMAGREF : **C**Entre national du **M**achinisme Agricole, du **G**énie Rural des **E**aux et **F**orêts

CMR : **C**apture-**M**arquage-**R**ecapture

IC : **I**ndice de **C**onsommation

IFN : **I**nventaire **F**orestier **N**ational

IK : **I**ndice **K**ilométrique

IKa : **I**ndice **K**ilométrique **a**nnuel

IPF : **I**ndice de **P**ression sur la **F**lore

ONC : **O**ffice **N**ational de la **C**hasse

ONF : **O**ffice **N**ational des **F**orêts

Présentation du Cemagref et du sujet de stage

Présentation générale

Le Cemagref est un institut public de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement. Ses quatre grandes orientations scientifiques sont :

- le fonctionnement des hydrosystèmes ;
- le génie des équipements et services pour l'eau et les déchets ;
- la gestion des territoires à dominante rurale ;
- le génie des équipements dans le secteur agricole et alimentaire.

Il pratique une recherche appliquée car au-delà de sa participation à l'avancée des connaissances, le Cemagref élabore des méthodes de diagnostic et de contrôle et met au point des outils de négociation et de gestion. Il conçoit des technologies innovantes et apporte son expertise aux services publics et aux entreprises.

Il emploie 900 personnes dont 450 ingénieurs et chercheurs aux compétences diverses (sciences de l'ingénieur, sciences de la nature et du vivant, sciences de l'univers, sciences humaines et sociales).

Les produits résultant des activités du Cemagref sont nombreux et variés :

- 850 publications / an ;
- 530 participations / an à des colloques ;
- expertises et conseils aux services publics : 770 mois-ingénieurs / an ;
- 1320 essais dans des laboratoires accrédités ;
- 33 brevets, 13 marques déposés au portefeuille industriel ;
- 7 logiciels professionnels commercialisés ;
- 5000 heures de cours : formation initiale et continue : 10 % du temps / an des ingénieurs et des chercheurs dans plus de 50 universités ;
- participation à la normalisation : 26 mois-ingénieurs / an.

Le budget 2004 s'élève à 69,9 M€ dont 17,4 M€ provenant des contrats. Les dépenses se répartissent entre l'activité scientifique (19 M€), le fonctionnement général (2,3 M€), le personnel permanent (45,3 M€) et les gros investissements (3,3 M€).

Le groupement de Nogent-sur-Vernisson

Le Cemagref dispose de 32 unités de recherche réparties en 10 groupements (cf. Figure 1, page suivante).

Le groupement de Nogent-sur-Vernisson (cf. Annexe 1) appartient au département scientifique « Gestion des territoires » et il se consacre plus particulièrement au domaine forestier. Quatre thèmes de recherche sont étudiés au sein de ce groupement, ce qui correspond à 60 personnes :

- Habicer : Ecologie des cervidés : interaction population-habitats ;
- Ecosylv : Biodiversité et gestion des forêts de plaine ;
- Sylvagen : Gestion du patrimoine génétique forestier ;
- Fosfor : Fonctionnement des systèmes forestiers, modélisation de la croissance et sylviculture des forêts de plaine.

Lors de ce stage, j'ai été accueillie par l'équipe Habicer ayant en charge le thème de recherche du même nom sur l'écologie des cervidés. Le travail qui m'a été confié se situe en réalité au croisement des thèmes de recherche de deux équipes différentes : Habicer et Ecosylv. Ce travail consiste principalement en la réalisation d'une synthèse bibliographique sur la méthodologie d'étude de l'influence des cervidés sur la diversité végétale en forêt. Ce thème de recherche vient tout juste d'être lancé au sein du groupement.

En complément, un travail d'analyse de données concernant la forêt de Montargis et la population de chevreuils qu'elle accueille a été réalisé.



Figure 1 : Localisation des 10 groupements régionaux du Cemagref.
(Source : <http://www.cemagref.fr/Informations/Presentation/>)

PARTIE 1

Comment étudier l'influence des cervidés
sur la diversité végétale en forêt ?

-

Synthèse bibliographique

Introduction

Ni récente, ni localisée, l'augmentation des populations de cervidés* s'observe sur l'ensemble de l'hémisphère Nord depuis plus d'un siècle (Syroechlovsky et Rogacheva, 1974 ; Stubbe et Passarge, 1979 ; McCabe et McCabe, 1984 ; Gill, 1990). Cette tendance est la résultante d'une extension de l'habitat favorable aux cervidés et d'une disparition de certains facteurs importants de mortalité. En effet, des modifications de l'utilisation du sol telles que l'augmentation des surfaces en forêt, l'abandon de l'élevage extensif en milieu forestier et la généralisation des cultures céréalières d'hiver ont contribué à l'amélioration des disponibilités alimentaires* et de la valeur refuge* des milieux concernés (Hart, 1968 ; Ahlén, 1975 ; Surber *et al.*, 1975 ; Locke, 1987 ; Williams, 1989). Par ailleurs, la diminution voire la disparition des grands prédateurs carnivores dans certaines régions, le contrôle plus strict de la chasse et le radoucissement climatique observé depuis près de 200 ans favorisent la croissance des populations par une baisse de la mortalité (Lamb, 1982 ; Albon *et al.*, 1983 ; Gasaway *et al.*, 1983 ; McCabe et McCabe, 1984 ; Nelson et Mech, 1986 ; Gill, 1990).

Une telle évolution démographique est rendue problématique, dans un premier temps, par les dommages qu'occasionnent les cervidés en forêt. La végétation du sous-bois constitue la principale source d'alimentation de ces grands herbivores (les cultures agricoles constituant un complément d'importance variable selon leur nature et leur distance à la forêt). Les cervidés prélèvent les tiges, pousses, feuilles, aiguilles, bourgeons, fleurs ou fruits des espèces herbacées, ligneuses ou semi-ligneuses (abrouissement*). Ils peuvent également consommer l'écorce des arbres (écorçage*). Ces prélèvements, lorsque leur fréquence et leur intensité augmentent, interfèrent avec les objectifs sylvicoles, notamment au stade de la régénération* (Gill, 1992), entraînant une perte économique et justifiant ainsi, l'emploi du terme de dégât*. Il faut également ajouter à cela les dommages causés aux espèces ligneuses par le frottis*, comportement des individus mâles consistant à frotter leurs bois contre l'écorce des arbres. Le frottis occasionne des blessures, voies d'infection et déprécie la qualité sylvicole du tronc. Il s'agit du troisième type de dégât attribué aux cervidés en milieu forestier.

En premier lieu, l'intérêt s'est donc focalisé sur l'influence que ces populations en pleine expansion exercent sur les espèces végétales à valeur commerciale. De multiples études ont été menées concernant notamment l'impact de ces grands herbivores sur les régénérations (ex : Beals *et al.*, 1960 ; Graham, 1964 ; Alverson *et al.*, 1988). Ce thème de recherche s'est rapidement développé, il est aujourd'hui abondamment documenté et trouve son application dans le domaine de la gestion de la faune sauvage dont l'objectif est, en milieu forestier, de maintenir des populations animales à un niveau optimal (cf. densité biologiquement optimale*) sans compromettre l'avenir des peuplements (cf. densité économiquement supportable*).

Plus récemment, l'intérêt et la considération portés à la conservation de la diversité biologique se sont officiellement accrus (cf. Conférence de Rio et Convention sur la Diversité Biologique, 1992) laissant ainsi une place plus grande à l'exploration de la relation forêt-cervidés dans tout son ensemble et toute sa complexité. Les études s'intéressant aux interactions cervidés-sylviculture ont été complétées par des recherches concernant l'influence de ces herbivores sur les différents compartiments de l'écosystème* forestier : la végétation, aussi bien les arbres, les arbustes que les herbacées ou la flore muscinale (ex : Gill et Beardall, 2001 ; Kirby, 2001 ; Watkinson *et al.*, 2001), les invertébrés (ex : Feber *et al.*, 2001), les petits mammifères (ex : Flowerdew et Ellwood, 2001) et les oiseaux (Fuller, 2001).

Les études se multiplient et laissent à croire que la composition de chacune de ces communautés* peut être modifiée de manière significative par d'importantes variations dans la taille des populations de cervidés. Plusieurs chercheurs attribuent à ces derniers la qualification d'« espèces clef de voûte »* de l'écosystème forestier car leurs interactions avec la végétation sont tellement déterminantes qu'ils en affectent l'abondance ou la distribution restructurant ainsi, la communauté entière (McShea et Rappole, 1992 ; Waller et Alverson, 1997 ; Paine, 2000 ; Rooney, 2001).

Cela dit, si l'impact des grands herbivores sur la croissance des espèces composant leur régime alimentaire se conçoit très bien, en revanche, l'existence d'une influence sur la diversité végétale est, à première vue, moins évidente. A s'y intéresser, elle se révèle, d'ailleurs, plus compliquée à démontrer et à caractériser. En effet, la recherche menée à ce sujet se confronte à plusieurs difficultés, notamment méthodologiques.

La diversité, tout d'abord, est une notion complexe, plus difficile à définir et à mesurer qu'il n'y paraît. La détermination du dispositif expérimental à établir pour tester l'hypothèse de l'existence d'une relation entre la présence de cervidés et la diversité végétale, n'est pas moins problématique, notamment concernant le compartiment animal.

Face à cela, il convient, dans un premier temps, de s'intéresser aux études déjà réalisées et de prendre connaissance de leurs apports en terme de méthodologie, qu'il s'agisse de réponses aux questionnements précédents ou bien de nouvelles interrogations.

Une présentation synthétique des résultats de ces études est, ensuite, réalisée.

Enfin, suscitée par la première partie et enrichie par la seconde, une discussion concernant la méthodologie d'étude est développée.

Chapitre 1 : Méthodologie

1.1. Etude de la diversité végétale

1.1.1. La notion de diversité

Au premier abord, la notion de diversité apparaît relativement simple. Intuitivement, elle évoque la richesse en espèces* d'un écosystème donné. Ce qui correspond à ce que l'on nomme communément diversité biologique* ou biodiversité* et qui se mesure par le nombre total d'espèces vivantes constituant la biocénose* de cet écosystème (Ramade, F., 1993). Cette première définition est intéressante, elle est simple et accessible.

Cependant, elle montre rapidement ses limites lorsque le concept est approfondi, car elle n'en présente qu'une seule dimension. La diversité spécifique*, fait appel, non seulement à la notion de richesse, mais également à celles de répartition (ou équitabilité*) et de composition en espèces dans les communautés. Ces trois notions permettent de distinguer deux communautés par leur diversité. Ainsi, la plus diversifiée est celle qui recense le plus d'espèces présentes (richesse spécifique*). A nombre égal d'espèces et d'individus, la diversité est d'autant plus grande que les abondances relatives* des espèces sont similaires (équitabilité), c'est-à-dire qu'il n'y a pas de phénomène de dominance d'une ou de quelques espèces sur le reste de la communauté. Enfin, si les deux communautés sont identiques en termes de richesse spécifique et de répartition de l'abondance, alors, la diversité est équivalente à l'échelle de chaque ensemble ; mais à une échelle plus vaste englobant ces deux ensembles, la diversité sera plus élevée si la nature des espèces diffère d'un ensemble à l'autre (composition), (Gosselin, M. *et al*, 2004).

Aussi, tenir compte de ces trois éléments (richesse, équitabilité et composition) rend l'étude de la diversité spécifique plus complexe mais sans doute, plus fine.

Les questions d'échelle évoquées plus haut avec la notion de composition, sont essentielles. En effet, la diversité n'a de sens que rapportée à une échelle spatiale (Gosselin, M. *et al*, 2004).

A ce propos, Whittaker (1960) propose une classification associant à chaque type de diversité spécifique, une échelle particulière. Nous retiendrons les trois principales :

La diversité α , il s'agit d'une diversité locale. Mesurée au sein d'un habitat homogène, elle est l'équivalent de la diversité intra-habitat de MacArthur (1965).

La diversité γ , liée à la précédente, elle représente la diversité globale d'un ensemble de zones de diversité α (une région, un paysage).

La diversité β , elle correspond à la diversité inter-habitat de MacArthur (1965), elle reflète les différences de composition spécifique d'une communauté à une autre, notamment le long d'un gradient environnemental.

Il est, tout de même, important de noter que le domaine de la diversité, en écologie, est beaucoup plus vaste que ce qui n'a été présenté jusqu'ici. En effet, il comprend la diversité génétique, taxonomique (dont la diversité spécifique), celle des habitats, des écosystèmes, des paysages... Il existe, en réalité, une grande variété de diversités.

Cela dit, dans ce travail, nous nous limiterons à la diversité spécifique, très utilisée dans l'étude des communautés végétales.

Cette notion de diversité spécifique étant précisée, il s'agit, désormais, de s'intéresser à la façon dont elle peut être mesurée. Pour cela, les indices ne manquent pas, la difficulté réside dans le choix de celui qu'il convient d'utiliser.

1.1.2. La mesure de la diversité

Afin de mettre en évidence l'influence des cervidés sur la diversité végétale, deux approches sont envisageables, différentes, mais complémentaires : une comparaison de la diversité α (et/ou γ), et un calcul de la diversité β (ceci pour deux communautés entre lesquelles, seule l'intensité de l'influence exercée par les cervidés diffère, les autres conditions environnementales étant similaires).

1.1.2.1. La diversité α

Les indices de diversité spécifique peuvent se classer en trois catégories principales : les indices de richesse spécifique, les modèles d'abondance spécifique et les indices basés sur l'abondance relative des espèces (Magurran, 1988).

Les indices de richesse spécifique

Le recensement de la totalité des espèces présentes dans une zone d'étude représente la richesse spécifique totale, notée S_{max} . Bien souvent, un tel recensement s'avère irréalisable. C'est alors, à partir d'un échantillonnage* de cette zone qu'est mesurée la richesse spécifique. Le nombre d'espèces rencontrées au cours de cette opération, noté S , augmente avec l'effort d'échantillonnage (nombre et surface des unités échantillonnées) et se rapproche ainsi de S_{max} . Bien que la richesse totale puisse être estimée mathématiquement à partir des données de l'échantillon, il est courant, lorsque l'effort d'échantillonnage est suffisant, d'utiliser S , nombre d'espèces collectées, pour représenter la richesse spécifique.

En botanique, il serait, d'ailleurs, plus précis de parler de densité spécifique car la richesse s'exprime généralement en nombre d'espèces par unité de surface (habituellement, il s'agit de m^2). Ainsi, des indices simples tels que l'indice de diversité de Margalef ($D_{Mg} = (S - 1) / \ln N$) ou celui de Menhinick ($D_{Mn} = S / \sqrt{N}$) avec N = nombre total d'individus, sont moins utilisés. Ils expriment une richesse spécifique numérique : nombre d'espèces par rapport au nombre d'individus.

Malgré sa forte sensibilité à la taille de l'échantillon (Magurran, 1988), la richesse spécifique présente l'avantage d'être un indice de diversité évocateur et facilement interprétable. Elle est donc très couramment utilisée seule (Allen *et al.*, 1984 ; Watkinson *et al.*, 2001 ; Kraft *et al.*, 2004), ou en complément d'autres indices (Rooney et Dress, 1997a ; Rooney et Dress, 1997b ; Horsley *et al.*, 2003). Elle possède, en plus, un fort pouvoir discriminant (Magurran, 1988).

Cela dit, l'abondance relative des espèces n'est pas prise en compte, ce qui constitue une perte d'information. Celle-ci peut se révéler, parfois, préjudiciable dans la mesure où, d'après Kempton (1979), la distribution des abondances spécifiques est souvent un indicateur plus sensible des perturbations environnementales que la richesse spécifique seule.

Les modèles de distribution d'abondance* et les indices associés

Ces modèles décrivent la distribution d'abondance des espèces d'une communauté c'est-à-dire la manière dont les individus se répartissent entre espèces. Il en existe plusieurs, voici les quatre principaux : le modèle log-linéaire*, le modèle log-normal*, le modèle logarithmique* et le modèle du bâton brisé de MacArthur*. Lorsqu'ils sont représentés sur un diagramme rang-fréquence* (cf. Figure 2), ces modèles constituent une progression dans le

degré d'équitabilité des communautés. Dans la distribution log-linéaire, seules quelques espèces sont dominantes, les autres étant relativement peu communes (faible équitabilité). Les modèles log-normal et logarithmique représentent des communautés où les espèces d'abondance moyenne sont communes (équitabilité intermédiaire). Enfin, dans le modèle du bâton brisé, les espèces présentent des abondances aussi similaires qu'il est possible de l'observer en conditions naturelles (forte équitabilité).

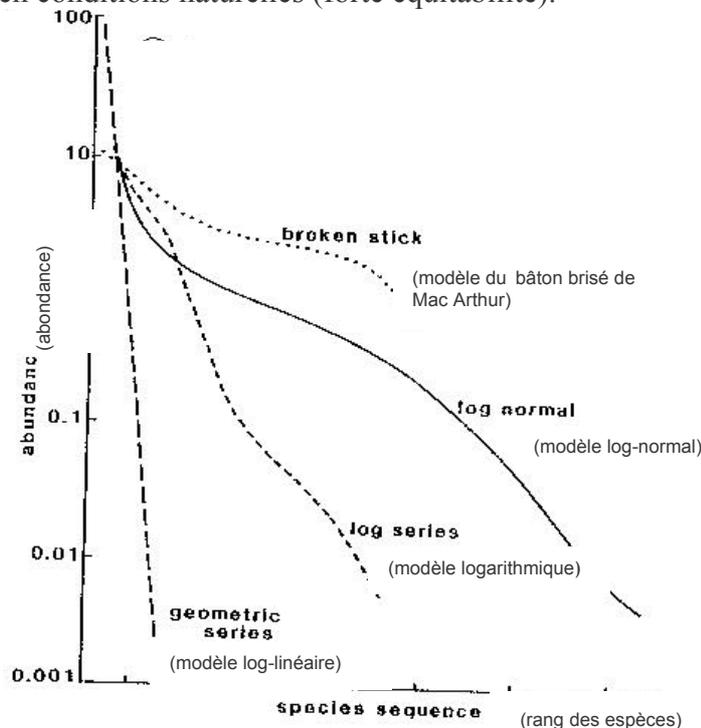


Figure 2 : Représentation graphique théorique des modèles de distribution d'abondance (Magurran, 1988).

La diversité d'une communauté peut donc être décrite en référence au modèle duquel se rapproche le plus la distribution observée. Pour s'assurer de l'ajustement de la distribution observée au modèle pressenti, il est important de compléter l'observation du graphique par un test statistique.

Le modèle log-normal est le plus utilisé. D'après Sugihara (1980), la plupart des communautés étudiées par des écologues présentent une distribution log-normale. Cela dit, si l'échantillon est trop petit, la représentation graphique d'une telle distribution se trouve tronquée, il est alors difficile de la distinguer d'une distribution logarithmique (Magurran, 1988).

De nombreux chercheurs, dont May (1975) et Southwood (1978), présentent ces modèles comme étant la seule base solide à l'étude de la diversité spécifique. D'après Magurran (1988), la distribution d'abondance constitue la description mathématique des données la plus complète.

En plus de l'information apportée par l'allure de la distribution, il existe des indices de diversité associés aux modèles logarithmique et log-normal, respectivement notés α et λ . Ces deux indices mesurent principalement la composante « richesse spécifique » de la diversité.

Pour Taylor et ses collègues (1976, 1978), l'indice α est, sans conteste, le meilleur indice de diversité. Il est relativement facile à calculer et n'est que peu sensible à la taille de l'échantillon. Par ailleurs, il dispose d'un fort pouvoir discriminant qui se révèle satisfaisant, y

compris lorsque la distribution observée ne s'ajuste pas au modèle logarithmique. Il semble également moins influencé par les abondances des espèces les plus communes que ne le sont d'autres indices (comme ceux de Shannon et de Simpson présentés par la suite). Finalement, son seul inconvénient est lié à sa formule de calcul où n'interviennent que la richesse spécifique (S) et le nombre total d'individus de l'échantillon (N). Il se révèle donc, incapable de distinguer une différence d'équitabilité entre deux communautés représentées par le même nombre d'espèces et le même nombre d'individus. Cela dit, cet inconvénient doit être relativisé par la rareté d'une telle situation (Magurran, 1988).

Vivement encouragée par Taylor, l'utilisation de l'indice α s'est fortement développée (ex : Rooney et Dress, 1997b).

En revanche, l'indice λ inspire beaucoup moins d'engouement. Il s'agit pourtant d'un indice à fort pouvoir discriminant et sa dépendance par rapport à la taille de l'échantillon n'est que modérée. Son calcul plus complexe le rend peut-être moins attrayant.

Pour en revenir aux modèles d'abondance eux-mêmes, un problème se pose lorsque la distribution de l'échantillon ne s'apparente à aucune des distributions-modèles, ou bien lorsqu'au contraire, il s'apparente à plusieurs modèles (problème de discrimination des tests statistiques d'ajustement à un modèle). Outre l'utilisation de l'indice α relativement indépendant de la nature de la distribution d'abondance, il est possible d'appréhender la diversité à travers d'autres indices intégrant à la fois richesse spécifique et abondance relative des espèces. Ces indices peuvent également être privilégiés par rapport aux modèles car leur application s'avère plus légère.

Les indices basés sur l'abondance relative des espèces

Une première catégorie d'indices dérive de la théorie de l'information appliquée aux communautés naturelles. Ces indices reposent ainsi, sur l'idée que la capture d'un individu apporte d'autant plus d'information que sa probabilité d'occurrence est faible.

Le plus connu de cette catégorie d'indices est celui de Shannon (H'). Sa formule est la suivante : $H' = - \sum (p_i \ln p_i)$ (de $i = 1$ à S) avec p_i , la proportion d'individus de l'espèce i . Malgré le fait que cela induise un biais, p_i est généralement estimée par n_i / N avec n_i : nombre d'individus de l'espèce i collectés et N : nombre total d'individus de l'échantillon.

Bien qu'il soit d'utilisation courante (ex : Lyon et Sharpe, 1995 ; Gill et Beardall, 2001 ; Wardle *et al.*, 2001), cet indice est des plus critiqués. En effet, l'indice de Shannon ne possède qu'une capacité moyenne de discrimination, il est plus dépendant de la richesse spécifique que de l'équitabilité et présente une certaine sensibilité à la taille de l'échantillon. Son calcul reste relativement simple mais il est reproché à sa formule de donner trop de poids aux espèces les plus abondantes. En revanche, les valeurs de l'indice calculé pour un échantillon de relevés présentent une distribution normale, ce qui en facilite l'analyse puisqu'il est alors possible d'utiliser des tests statistiques puissants tels que l'analyse de la variance (ANOVA) pour comparer plusieurs groupes de relevés. Enfin, le fait qu'il soit connu et d'utilisation fréquente permet, malgré tout, de légitimer son emploi ; cela offre la possibilité de réaliser des comparaisons avec des études antérieures l'ayant choisi comme mesure de diversité.

Il existe également un indice d'équitabilité de Shannon (E) en complément de H' qui, comme mentionné plus haut, manque de sensibilité concernant ce paramètre. $E = H' / \ln S$, avec S : richesse spécifique. D'après Kempton et Taylor (1976), mieux vaut utiliser l'inverse de E qui possède un meilleur pouvoir discriminant que l'indice d'équitabilité lui-même.

Malgré leur complémentarité, ces deux indices ne sont que rarement associés dans les études concernant les cervidés et la diversité végétale. Les études de Nomiyama *et al.* (2002) et Castleberry *et al.* (2000) qui les utilisent conjointement, semblent relativement isolées dans la littérature.

L'indice de Simpson est souvent préféré à celui de Shannon, il appartient à une autre classe d'indices de diversité, également appelés, indices de dominance car ils sont sensibles aux variations d'abondance de l'espèce la plus commune.

L'indice de Simpson, noté D , se calcule selon la formule suivante : $D = \frac{1}{\sum_{i=1}^s p_i^2}$, avec p_i l'abondance relative de l'espèce i , et comme pour l'indice de Shannon, elle est souvent estimée par n_i / N . La diversité et la dominance varient en sens inverses. Ainsi, il est plus courant d'utiliser $1 / D$ dont l'augmentation traduit une plus grande diversité (ex : Rooney et Waller, 2003).

L'indice de Simpson n'a qu'une faible sensibilité à la taille de l'échantillon et à la richesse spécifique, en revanche, il est très influencé par les espèces dominantes. En outre, l'efficacité de son pouvoir discriminant semble être équivalente à celle de l'indice de Shannon. (Magurran, 1988 ; Southwood et Henderson, 2000)

Finalement, si l'indice de Simpson est préféré à celui de Shannon, il ne semble pas constituer, pour autant, la mesure la plus performante pour l'étude de la diversité.

May (1975) se porte en faveur de l'indice de Berger-Parker. Très simple à calculer, cet indice exprime la part de l'espèce la plus abondante dans l'échantillon collecté. Il s'écrit : $d = N_{\max} / N$, avec N_{\max} : nombre d'individus de l'espèce dominante et N , nombre total d'individus de l'échantillon. Comme pour l'indice de Simpson, son inverse $1 / d$ est plus couramment utilisé. d (ou $1/d$) est indépendant de la richesse spécifique. Il est, par contre sensible à la taille de l'échantillon. Sa capacité de discrimination n'est pas des meilleures, cela dit, pour May (1975), il fait partie des mesures de diversité les plus satisfaisantes qui existent. Selon ce chercheur, l'indice de Berger-Parker « caractérise la distribution aussi bien que n'importe quel autre [indice], et mieux que la plupart ». Son utilisation est encore peu fréquente, même si May (1975) en prévoit la généralisation. Une fois de plus, ce sont Rooney et Dress (1997a) qui proposent un exemple de l'emploi de d , dans le cadre de notre thème d'étude.

Il existe d'autres indices et méthodes de mesure de la diversité α (Magurran, 1988), mais, n'ont été présentés ici que les plus utilisés et/ou les plus recommandés. Il faut noter, par ailleurs, qu'il n'y a pas d'indice de mesure propre à la diversité γ qui se déduit de la diversité locale α .

Le choix de l'indice

Aucun indice ne fait l'unanimité au sein de la communauté des chercheurs. Magurran (1988) et Southwood et Henderson (2000) qui s'efforcent malgré tout de répondre à la question de la méthode d'étude de la diversité, s'accordent sur une certaine démarche à suivre. Ils insistent, en premier lieu, sur l'intérêt de commencer par une représentation graphique des données (le graphique rang-fréquence), y compris lorsque l'option de l'approche par les modèles n'est pas retenue. En effet, l'observation de l'allure de la distribution des abondances relatives est riche en informations et donc en éléments d'interprétation. Ils proposent ensuite d'associer l'indice α (de la distribution logarithmique), l'indice de dominance d de Berger-Parker et une mesure de la richesse spécifique (S ou bien l'indice de Margalef). Ces indices se complètent et combinent « les avantages d'être simples à

calculer, faciles à interpréter et statistiquement et écologiquement valables » (Southwood et Henderson, 2000).

Nous l'avons vu plus haut, la diversité spécifique possède également une composante « composition ». Celle-ci ne peut cependant, pas être prise en compte à l'échelle de la diversité α par les indices que nous venons de présenter, cela relève de l'étude de la diversité β .

1.1.2.2. La diversité β

Il faut noter que les nombreux travaux s'intéressant à la composition spécifique n'utilisent pas forcément les méthodes existantes de mesure de la diversité β ; cela, même lorsqu'il existe un gradient de pression d'abrutissement (Tilghman, 1989). Dans la plupart des études (ex. : Allen *et al.*, 1984 ; Risenhoover et Maass, 1987), les scientifiques recherchent les différences d'abondance relative, espèce par espèce entre deux communautés subissant des pressions d'abrutissement différentes. Ils précisent ensuite les espèces dont l'abondance augmente ou diminue de manière significative, celles qui apparaissent et celles qui disparaissent. C'est ainsi que sont appréhendées les modifications de composition. L'écologie des espèces concernées peut alors offrir de précieux éléments d'interprétation des résultats observés. Dans d'autres études, comme celle de Husheer *et al.* (2003), les changements de composition sont mis en évidence par analyse multivariée*, ce qui apporte une précision quant à la direction du changement (de tel assemblage d'espèces à tel autre).

En revanche, dans le travail de Wardle *et al.* (2001), une véritable mesure de la diversité β est réalisée, en complément, d'ailleurs, d'un calcul de l'indice de Shannon pour la diversité α . Wardle et ses collègues, ont choisi l'indice de dissimilarité de Whittaker ($\beta_W = S / \alpha - 1$, avec S : richesse spécifique globale et α = richesse spécifique moyenne des relevés). D'après Magurran (1988) et Southwood et Henderson (2000), il s'agit du meilleur indice de mesure de la diversité β , juste avant celui de Wilson et Shmida ($\beta_T = [g(H) - l(H)] / 2\alpha$, avec g(H) : le gain d'espèces entre la 1^{ère} et la 2^{ème} communauté (le long du gradient) c'est-à-dire le nombre d'espèces présentes dans la 2^{ème} communauté mais pas dans la 1^{ère}, l(H) : la perte d'espèces, nombre d'espèces présentes dans la 1^{ère} mais absentes dans la 2^{ème} et α : la richesse spécifique moyenne des relevés).

Magurran (1988) affirme que le calcul de coefficients de similarité constitue la méthode de mesure la diversité β la plus facile. Elle conseille l'emploi des indices les plus anciens, simples et efficaces. Il s'agit des indices de Jaccard (utilisé par Rooney et Dress (1997b)), et de Sorensen qui se calculent selon les formules suivantes, respectivement :

$$C_J = j / (a + b - j) ;$$

$$C_S = 2j / (a + b) ;$$

Avec j = nombre d'espèces communes aux 2 communautés, a = nombre d'espèces présentes uniquement dans la communauté A, b = nombre d'espèces présentes uniquement dans la communauté B.

Cependant, dans ces formules, toutes les espèces ont le même poids, qu'elles soient abondantes ou non. En réponse à cela, Sorensen propose un indice, modifié par Bray et Curtis, qui mesure le degré de similarité entre deux communautés en intégrant l'abondance relative de chacune des espèces. Il s'écrit ainsi : $C_N = 2jN / (aN + bN)$, avec jN, la somme de la plus faible abondance de chaque espèce commune aux 2 communautés ; aN, nombre total d'individus de la communauté A ; bN, nombre total d'individus de la communauté B.

D'autres indices de mesure de la diversité β existent mais seuls les principaux ont été présentés ici.

Quelle que soit la méthode de mesure de la diversité, celle-ci repose sur un jeu de données dont la qualité est, en partie, déterminée par la méthode de collecte des données. Il est donc important de se questionner sur le meilleur plan d'échantillonnage et les caractéristiques de la végétation les plus pertinentes à relever.*

1.1.3. Les relevés de végétation

1.1.3.1. La méthode d'échantillonnage

Comme cela a déjà été mentionné, le recensement complet des individus composant une communauté est irréalisable en pratique. Il est donc nécessaire d'effectuer un échantillonnage de la communauté végétale. Dans la pratique, cet échantillonnage consiste, le plus souvent, en l'établissement d'un ensemble de placettes de surface fixe sur lesquelles sont réalisés les relevés de végétation.

D'autres méthodes d'échantillonnage existent mais, celles-ci sont pratiquées beaucoup moins couramment. Il s'agit, par exemple, des relevés en distance à la énième espèce, ou encore des cheminements naturalistes. Les premiers se réalisent de la manière suivante : l'observateur se déplace dans la parcelle et relève les paramètres de la végétation jusqu'à ce qu'il ait rencontré n espèces différentes. En général, ce déplacement prend la forme d'une hélice autour d'un point central fixe. Les cheminements naturalistes consistent, eux, en un parcours aléatoire de l'observateur au sein de la parcelle, en un temps limité, préalablement défini. La collecte des données de végétation s'effectue le long de ce parcours. Ces modes d'échantillonnage sont plus particulièrement adaptés à la mesure de la richesse spécifique et le cheminement naturaliste se révèle, d'ailleurs, très efficace pour l'estimation de la richesse globale (diversité γ) d'un massif (Gosselin *et al.*, 2004). Malgré cela, les travaux concernant l'influence des cervidés sur la diversité végétale n'en évoquent pas même l'existence, tous se tournent vers la méthode traditionnelle des placettes présentée précédemment (Lyon et Sharpe, 1995 ; Healy, 1997 ; Rooney et Dress, 1997a ; Rooney et Dress, 1997b ; Suominen *et al.*, 1999 ; Nomiya *et al.*, 2002 ; Husheer *et al.*, 2003 ; etc).

Cependant, il ne faut pas croire que le plan d'échantillonnage est identique pour toutes ces expérimentations. Suivant le mode de répartition de ces placettes au sein de la zone d'étude, l'échantillonnage peut être systématique* ou aléatoire* (cf. Figure 3, page suivante). Dans le premier cas, les placettes sont établies de manière régulière le long de transects linéaires parallèles (Healy, 1997 ; Husheer *et al.*, 2003) ou bien, selon une grille d'échantillonnage dont les dimensions de la maille varient en fonction du milieu et de l'objectif de l'étude (cf. Suominen *et al.*, 1999). Dans le second cas, les placettes sont réparties de manière irrégulière à l'intérieur de la zone d'étude (cf. Rooney et Dress, 1997b). Toutefois, l'échantillonnage aléatoire peut s'appuyer sur les dispositifs de grille ou de transects.

L'échantillonnage systématique, notamment avec des placettes permanentes permet un bon suivi des variations dans le temps et entre les placettes ; c'est le plus utilisé.

Même au sein de ce mode d'échantillonnage, de nombreuses variantes sont observées en ce qui concerne la superficie, la forme et la densité des placettes, la fréquence des relevés, etc. Les différences peuvent s'expliquer par l'objectif de l'étude, les contraintes de terrain (milieu naturel et moyens techniques et humains), par la strate de végétation concernée et la nature des paramètres faisant l'objet du relevé. Il faut toutefois remarquer que ces variantes restent relativement proches des préconisations « théoriques » (cf. Tableau 1, page suivante).

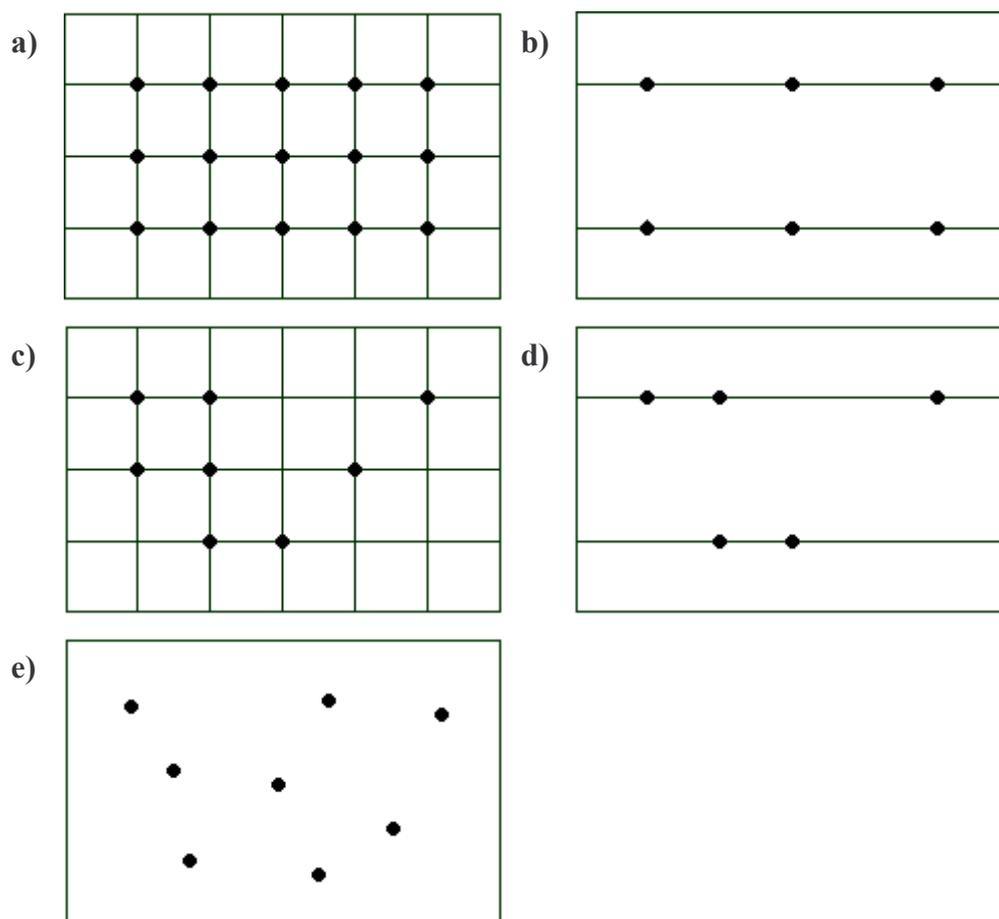


Figure 3 : Différents modes d'échantillonnage

(a : grille d'échantillonnage systématique ; b : échantillonnage systématique le long de transects ; c : grille d'échantillonnage aléatoire ; d : échantillonnage aléatoire le long de transects ; e : échantillonnage aléatoire).

Tableau 1: Superficie recommandée des unités d'échantillonnage de la végétation selon la strate concernée et les paramètres étudiés

Strates de végétation	Paramètres étudiés		
	Fréquence	Densité	Recouvrement
Strate herbacée (h < 1m)	1 à 2 m ² (Cain et Castro, 1959)	1 m ² (Bonham, 1989)	1 m ² (Higgins <i>et al.</i> , 1996)
Strate arbustive (1m < h < 7m)	4 à 10 m ² (Cain et Castro, 1959)	4 à 10 m ² (Irwin et Peek, 1979)	1 m ² (Higgins <i>et al.</i> , 1996)
Strate arborescente (h > 7m)	100 m ² (Cain et Castro, 1959)	100 à 1000 m ² (Curtis, 1959) 100 à 400 m ² (Mueller-Dombois et Ellenberg, 1974)	

En effet, le plus souvent, des placettes carrées de 400 m² (20m x 20m) sont établies pour relever les attributs de la strate arborescente et à l'intérieur de celles-ci, des sous-

placettes circulaires ou carrées d'1 à 4m² sont réparties régulièrement pour les relevés concernant les strates herbacée et arbustive.

La forme rectangulaire n'est guère utilisée, les placettes circulaires ou carrées sont plus courantes. La forme circulaire est celle qui, pour une surface donnée, offre le plus petit périmètre. L'avantage réside dans le fait qu'ainsi, la question d'inclure ou d'exclure un individu se trouvant sur le périmètre se pose théoriquement moins souvent que pour les autres formes. En revanche, l'estimation visuelle du recouvrement des espèces se révèle plus facile sur une placette carrée que circulaire. Pour des placettes de petite surface, le choix de l'une ou l'autre de ces deux formes ne se révèle pas primordial, le résultat des mesures n'en est pas affecté de manière significative.

Le choix de la densité de l'échantillonnage a, lui, plus d'incidence sur les résultats. En effet, les évolutions détectables de la végétation sont d'autant plus fines que la densité des placettes est élevée. Pour un site d'étude d'une centaine d'hectares, une maille d'échantillonnage de 50 x 150 m, c'est-à-dire, une placette pour 7500 m² permet de détecter une évolution de 50 % de la fréquence relative d'une espèce présente sur au moins 15 % des placettes ; une évolution plus fine (20 %) ne sera détectée qu'avec une couverture du site correspondant à une placette pour 2500 m² (Gosselin, *et al.*, 2004). Ainsi, la densité doit être déterminée en fonction des objectifs de l'étude. Il faut également noter que, de manière générale, pour une surface fixée, à échantillonner, un petit nombre de grandes unités d'échantillonnage donneront vraisemblablement des résultats plus éloignés de la réalité qu'un plus grand nombre de petites unités (Magurran, 1988 ; Mayle, *et al.*, 1999).

Par ailleurs, nous venons de le voir, l'étude de la végétation forestière nécessite une prise en compte de sa structure verticale particulière, les modalités de relevés varient d'une strate à l'autre. Aussi, nombreux sont les chercheurs qui optent pour la réalisation d'un échantillonnage stratifié*, c'est-à-dire que chaque strate de végétation fait l'objet d'un relevé propre, indépendamment de celui des autres strates (ex : Wardle *et al.*, 2001 ; Husheer *et al.*, 2003).

Comme le montre le tableau 1 de la page précédente, les modalités d'échantillonnage doivent s'adapter aux caractéristiques de la végétation que l'on souhaite relever. Il est donc important de s'interroger sur la nature des attributs de la végétation nécessaires à l'étude de la diversité.

1.1.3.2. Les caractéristiques relevées

Les modèles et indices de mesure présentés précédemment s'appuient sur la richesse spécifique et sur l'abondance relative des espèces au sein de la communauté. S'il est relativement facile de réaliser un recensement des espèces présentes sur les unités d'échantillonnage, il est moins évident de mesurer leur abondance relative.

Cette dernière correspond au terme p_i (la proportion de l'espèce i) dans les formules des indices de diversité. Comme cela a déjà été précisé, pour le calcul de ces indices, l'abondance relative (ou p_i) est généralement estimée par le nombre d'individus de l'espèce i sur le nombre total d'individus de l'unité d'échantillonnage. Cependant, dans l'étude de la végétation, il n'est pas toujours aisé de déterminer les limites de l'individu, notamment lorsque l'individu produit plusieurs tiges à partir d'organes souterrains, ou plusieurs clones par multiplication végétative. La question se pose également lors de la mesure de la densité d'une espèce. En réponse à cela, la pratique la plus courante est de considérer comme individu chacune des tiges individualisée à la surface du sol, pour les espèces arbustives et arborescentes (Higgins *et al.*, 1996). En ce qui concerne les espèces herbacées, la difficulté est contournée en délaissant la mesure de la densité ou de l'abondance numérique au profit de

l'estimation du recouvrement. Il s'agit, en effet, d'une autre possibilité d'apprécier l'abondance relative (taux de recouvrement de l'espèce *i* sur le taux de recouvrement global).

Ce taux de recouvrement est, donc, très fréquemment relevé, en particulier pour la strate herbacée. Il peut être estimé visuellement sur le terrain, sous la forme d'un pourcentage de la surface couverte par l'espèce sur la surface totale de l'unité d'échantillonnage, généralement en référence à des classes de recouvrement. Une autre méthode de mesure du recouvrement, plus précise, fait appel à des photographies. L'échantillonnage stratifié est souvent utilisé pour les mesures de recouvrement ce qui permet de s'affranchir du problème de chevauchement des espèces lié à la complexité verticale de la végétation forestière. Malgré cela, l'estimation de l'abondance relative par ce paramètre est biaisée, notamment du fait de l'utilisation des échelles de classes de recouvrement. Celles-ci permettent une bonne discrimination pour des taux de recouvrement extrêmes (très faible ou très important), en revanche, les différences de recouvrements moyens sont beaucoup plus difficiles à relever. Ainsi, ces échelles ne sont pas linéairement corrélées avec l'abondance relative des espèces (Magurran, 1988). Cela dit, ce paramètre reste très utilisé, en partie, car il est facile et rapide de le relever sur le terrain.

La fréquence d'apparition peut, elle aussi, servir d'estimation de l'abondance relative. Il s'agit de rapporter le nombre d'unités d'échantillonnage sur lesquelles l'espèce *i* est présente au nombre total d'unités. Une telle approche de l'abondance n'est pas toujours jugée pertinente car elle induit souvent une sous-estimation de l'abondance des espèces les plus communes (Magurran, 1988). En revanche, selon Bonham (1989), la fréquence d'apparition est un bon descripteur de la distribution des plantes. Il ajoute qu'il s'agit d'une caractéristique utile pour le suivi des changements intervenant à l'intérieur de la communauté dans le temps et pour la comparaison de différentes communautés. La fréquence d'apparition est souvent associée au taux de recouvrement pour la description des communautés végétales.

Enfin, le paramètre offrant l'estimation la plus exacte de l'abondance est la mesure de biomasse. Des prélèvements sont effectués sur la végétation, ceux-ci sont ensuite triés par espèces, séchés et pesés. Le poids sec de la biomasse prélevée représente alors l'abondance de l'espèce. Cependant, cette méthode n'est pas la plus facile à mettre en œuvre, elle requiert plus de temps que les autres. Et surtout, les prélèvements de végétation qu'elle occasionne influence la dynamique de la communauté (sans doute plus sévèrement encore que les cervidés eux-mêmes), il serait alors difficile d'identifier les modifications effectivement dues aux cervidés.

Il ne sera donc finalement retenu que les paramètres suivants : l'espèce, la densité (pour les espèces ligneuses et semi-ligneuses), le taux de recouvrement et la fréquence d'apparition. Il est important de rappeler ici, la pertinence de l'échantillonnage stratifié (par classes de hauteur) dans l'étude de la diversité végétale en milieu forestier. Par ailleurs, s'ils collectent les données pour chacune des espèces, les scientifiques s'intéressent souvent, dans leurs analyses à des groupes d'espèces : ligneux, semi-ligneux, fougères, graminées, etc, ce qui peut apporter des éléments d'interprétation (ex : Bowersox *et al.*, 1995 ; Bergquist *et al.*, 1999).

L'étude de la diversité végétale suscite de nombreuses questions : certaines relatives au concept même de diversité et d'autres, plus pratiques, relatives aux méthodes de relevé de végétation. Des éléments de réponse ont été apportés, cela dit, dans cette étude, les interrogations ne s'arrêtent pas là : il faut désormais, s'intéresser aux populations de cervidés, autre compartiment de l'écosystème forestier concerné ici. Quelles sont les

différentes méthodes de suivi de ces populations animales ? Lesquelles se révèlent être les mieux adaptées à l'étude de l'influence des cervidés sur la diversité végétale en forêt ?

1.2. Le suivi des populations de cervidés

L'étude de la relation forêt-cervidés nécessite un suivi des populations animales. Or, l'estimation de ces dernières est loin d'être évidente, notamment en milieu forestier (Fuller et Gill, 2001). Une définition claire des objectifs de l'étude ou du projet nécessitant le suivi de la population est indispensable pour réaliser un choix pertinent de méthode de recensement (Mayle, 1999). Cette dernière doit également être adaptée à l'espèce animale étudiée, au site d'étude, aux compétences et aux moyens disponibles. C'est pourquoi la liste exhaustive des nombreuses méthodes existantes ne sera pas réalisée ici. Seules celles permettant une évaluation du niveau de la population ou de ses variations seront présentées. En outre, l'attention se portera plus précisément sur les méthodes les plus fréquemment utilisées en France et, en complément, sur celles généralement employées par les scientifiques étrangers dans leurs travaux de recherche. Enfin, dans la mesure où les chevreuils et les cerfs sont les principaux représentants des cervidés en milieu forestier non clos en France, nous nous sommes particulièrement intéressés aux méthodes adaptées au suivi de ces espèces.

Les méthodes de suivi de population sont couramment classées en deux grandes catégories, à savoir : les dénombrements et les méthodes indiciaires.

1.2.1. Les dénombrements

1.2.1.1. La méthode de capture-marquage-recapture

Bien que son application ne soit pas des plus courantes, la méthode de capture-marquage-recapture est à connaître. Elle consiste à capturer des animaux et de les équiper d'un collier avant de les relâchés. Ensuite, un protocole de recaptures visuelles ou réelles est établi. Le principe de la méthode repose sur l'hypothèse que la proportion d'individus marqués dans l'échantillon observé est identique à celle au sein de la population. Ainsi, l'effectif de la population étudiée est déduit du nombre connu d'animaux marqués. Son utilisation se limite bien souvent aux territoires d'étude car sa mise en œuvre est onéreuse en temps et en personnel et car c'est en milieu clos que ses résultats sont les plus significatifs (Boscardin, 1999). Cette méthode est principalement utilisée à des fins de recherche, notamment dans l'étude de la dynamique des populations. En France, elle fait référence car elle offre une bonne estimation de la taille de la population. Ainsi, elle est utilisée pour la validation des indices de suivi des populations.

1.2.1.2. Le comptage par approche et affût combinés

Cette méthode est principalement utilisée pour recenser les populations de cerfs mais elle est également employée pour les chevreuils. Elle repose sur un comptage visuel des animaux. Sa particularité réside dans le fait qu'elle combine deux techniques d'observation : l'approche, pratiquée par un groupe d'observateurs mobiles et l'affût, réalisé par des observateurs fixes. Les comptages ont lieu au début du printemps, à l'aube et au crépuscule. En fin de séance, les observations de chacun des groupes d'observateurs sont rassemblées et les doubles comptages sont éliminés. Les résultats obtenus par cette méthode donnent une estimation par défaut du cheptel, dans la mesure où tous les animaux n'ont pas pu être vus. Le Cemagref considère que la sous-estimation de l'effectif est de l'ordre de 10 à 20 % en forêt de plaine et qu'il peut être plus important en zone de montagne (ONC, 1990).

1.2.1.3. La battue sur secteur échantillon

Parmi les méthodes de dénombrement en milieu forestier, la battue sur secteur échantillon est la plus employée en France (Maillard *et al.*, 1999). Des battues totales sont parfois réalisées, mais, le plus souvent, il est rare de pouvoir opérer sur tout le territoire, c'est pourquoi il est fait appel à l'échantillonnage. La battue est utilisée lorsque la densité animale est élevée (plus de 25 individus aux 100 ha) ou bien dans le cas de massifs isolés. Elle se réalise durant la journée, des traqueurs mobiles parcourent le secteur échantillon pendant que des observateurs fixes situés en périphérie du secteur notent les déplacements des animaux. Le nombre de cervidés retenu est celui des individus étant sortis du secteur ou ayant traversé la ligne des traqueurs, auquel on retranche le nombre d'animaux ayant pénétré dans le secteur échantillon. L'organisation d'une battue doit être parfaite, avec un fort encadrement et de la discipline, elle nécessite un nombre important de personnes (1 pour 3 à 5 ha). Cette méthode est donc relativement lourde à mettre en œuvre, pour un résultat souvent incertain (Boscardin, 1999).

Les méthodes de dénombrement ont pour objectif d'évaluer le cheptel mais elles donnent le plus souvent une sous-estimation des effectifs réels même si, de manière anecdotique, une sur-estimation peut être observée (Van Laere *et al.*, 1999). Toutefois, les résultats qu'elles fournissent constituent une base de référence importante : le nombre d'individus dénombrés représente l'effectif minimum certain de la population étudiée.

1.2.2. Les méthodes indiciaires

Parmi les méthodes indiciaires, il est possible de distinguer les méthodes basées sur l'observation directe ou indirecte des animaux et celles basées sur l'observation de la végétation.

1.2.3.1. Les méthodes basées sur des indices de présence

Ces méthodes sont les moins fréquemment utilisées en France (Maillard *et al.*, 1999), en revanche, elles sont relativement communes dans les travaux menés à l'étranger, notamment les méthodes se basant sur des relevés d'indices de présence tels que les fèces ou les empreintes (Bergquist *et al.*, 1999 ; Castleberry *et al.*, 2000 ; Homolka et Heroldová, 2003).

La réalisation de relevés d'indices de présence demande une réflexion sur l'échantillonnage à effectuer similaire à celle menée pour les relevés de végétation. Généralement, lorsque les petits tas d'excréments sont retenus comme indices de présence des cervidés, leur comptage se fait sur un ensemble de placettes ou de transects. Les résultats sont confrontés au taux moyen de défécation attribué aux animaux pour en déduire le nombre minimal d'individus composant la population.

1.2.3.2. Les méthodes basées sur l'observation directe des animaux

Elles consistent à réaliser un itinéraire le long duquel, les contacts visuels avec les cervidés sont notés et ensuite rapportés à la distance parcourue.

L'indice kilométrique (IK)

Cette méthode permet le suivi des populations de chevreuils en forêt de plaine (cf. Annexe 2). Le nombre moyen de chevreuils vus par kilomètre, lors de parcours pédestres hivernaux, semble être en corrélation avec la densité de chevreuils de la zone considérée (cf. Annexe 3). Un réseau de circuits d'une longueur de 5 à 7 km est établi dans la zone d'étude, il est parcouru au minimum 4 fois pendant les pics d'activité des animaux, c'est-à-dire au cours des deux heures suivant le lever du jour et précédant le crépuscule.

L'indice kilométrique est un indice validé mais il faut savoir qu'il ne semble pas varier de façon linéaire avec l'effectif, il serait plus sensible aux fortes variations. Il reste pour autant, bien adapté aux massifs forestiers de taille moyenne. En revanche, l'application stricte de son protocole sur de grands massifs homogènes pose quelques problèmes pratiques de faisabilité et de mise en œuvre (Ballon, 1999).

L'indice phare

Cette méthode correspond à celle de l'IK mais pour les populations de cerfs. Son principe est de parcourir en voiture les chemins carrossables du secteur d'étude (600 à 800 ha), tout en éclairant l'espace de part et d'autre de l'axe d'avancement à l'aide de phares mobiles puissants. Ces derniers permettent d'« illuminer » les yeux des cervidés jusqu'à une distance de 300 m (Mayle *et al.*, 1999). Il est nécessaire que les chemins soient larges, non encaissés et bien répartis sur le territoire avec une densité importante, soit 4 à 6 km aux 100 ha. L'opération doit être répétée deux nuits consécutives sur le même itinéraire. En milieu forestier, les observations doivent être réalisées au début du printemps, quand la végétation herbacée apparaît et avant le débourrement (épanouissement des bourgeons) des arbres.

Il est recommandé de réaliser 4 à 6 opérations par an pendant la période favorable. Les observations sont ensuite cumulées pour donner un indice kilométrique annuel qui traduit bien l'évolution des effectifs dans le temps. Par ailleurs, le nombre maximal d'individus observés au cours d'une séance constitue une estimation par défaut de la population.

L'IK et l'indice phare ne constituent pas des méthodes de dénombrement, en revanche, ce sont des indicateurs révélateurs de l'évolution des effectifs : ils permettent d'apprécier au fil du temps, les fluctuations à la hausse ou à la baisse de la population de cervidés (ONC, 1999).

Il faut également ajouter à toutes ces méthodes, celles qui se basent sur l'analyse des tableaux de chasse dans les zones où l'activité cynégétique est autorisée : suivi pondéral, suivi de la longueur d'os longs,...(Ammer, 1996 ; Healy, 1997 ; Ballon, 1999). L'ensemble des indicateurs sur lesquels s'appuient ces méthodes sont des indicateurs population-environnement*.

1.2.3.3. Les méthodes basées sur l'observation de la végétation

« L'idée de mettre en relation l'importance de la consommation des espèces végétales avec l'abondance des populations d'herbivores n'est pas récente (Aldous, 1944), mais elle n'avait pas donné lieu à la mise au point d'outils d'aide à la gestion des populations directement utilisables. » (Ballon, 1999). Les indices employés dans ces méthodes tentent de répondre à cette attente.

L'indice de pression sur la flore (IPF)

Cet indice se mesure en mars, à partir de relevés effectués sur un ensemble de placettes de 40 m², réparties selon un maillage systématique sur la zone d'étude. La consommation des espèces lignifiées présentes sur la placette et accessible aux cervidés est notée : 1 lorsque le pourcentage des individus abrutis est supérieur à 5 %, 0 dans les autres

cas (Guibert, 1997). L'IPF correspond au rapport du nombre de placettes où l'espèce est consommée sur le nombre total de placettes où elle est présente (Delalande et Saintoyant, 2003).

Cette méthode est validée pour le chevreuil en forêt de plaine ou de moyenne montagne sans enneigement hivernal durable. Toutefois, elle présente un effet observateur relativement fort et ne permet pas la détermination d'un intervalle de confiance.

L'indice de consommation (IC)

Créé après l'IPF, cet indice tend à résoudre le problème du biais lié à l'observateur de l'IPF. L'IC devrait donc, après validation, remplacer l'IPF. Il se mesure sur des placettes (150 minimum, quelle que soit la surface de la zone d'étude) plus petites : 1m². L'observation est simplifiée, il suffit de noter 0 lorsque l'espèce est présente mais non consommée et 1 lorsqu'elle est présente et consommée (Morellet, 1998).

L'IC est plus approprié au suivi des populations de chevreuils que de cerfs car il suppose une répartition aléatoire des individus (Delalande et Saintoyant, 2003). Et, s'il solutionne certains problèmes liés à l'IPF, l'IC présente tout de même un inconvénient : celui de sa saturation, c'est-à-dire que l'indice atteint sa borne supérieure pour un niveau de population qui n'est pas forcément très élevé. Pour pallier à ce problème, il est possible d'effectuer les relevés sur des placettes plus petites encore, de l'ordre de 0,25 m², ce qui retarde la saturation de l'indice.

Le taux d'abrouissement

Ce paramètre, comme tout autre relevé de dégât peut également servir d'indice. Il consiste sur un réseau de placettes, à relever, pour chacune des espèces végétales ligneuses et semi-ligneuses, la proportion de tiges abrouissées. Ces observations sont ensuite ventilées en classes. Les résultats de l'analyse de données présentés en deuxième partie de ce document montrent une bonne corrélation entre l'IK et le taux d'abrouissement.

L'IPF et l'IC ont pour objectif le suivi de la pression de consommation des animaux sur la flore. Ce ne sont pas des indicateurs de l'évolution du niveau d'abondance de la population de cervidés ; pas plus que le taux d'abrouissement. Ce dernier permet une estimation de la gravité du phénomène de sollicitation de la flore (ONC, 1999).

Tout comme l'IK et l'indice phare, il s'agit d'indicateurs population-environnement.

A ce stade, nous disposons des éléments nous permettant de réaliser un suivi de la diversité végétale et de la population de cervidés d'un massif forestier (dans les limites, toutefois, évoquées au cours des paragraphes précédents). Il s'agit désormais de réfléchir à la façon de relier les deux. Quel dispositif expérimental mettre en place pour tester l'hypothèse d'une relation entre le niveau de population de ces grands herbivores et la diversité végétale et pour parvenir à isoler le facteur « cervidés » des multiples autres facteurs influençant les communautés végétales ?

1.3. Le dispositif expérimental

1.3.1. Le dispositif d'enclos/exclos*

L'utilisation d'un dispositif d'enclos/exclos constitue la pratique la plus commune, et sans doute la plus ancienne, dans l'étude de l'influence des cervidés sur la végétation. Il s'agit

d'enclorre une parcelle afin d'y interdire l'accès aux cervidés et d'observer l'évolution de la végétation à l'intérieur de cette parcelle en la comparant à celle d'une zone initialement identique, mais restée accessible aux animaux et donc, soumise à leur pression (placette témoin). Au moins une paire de placettes « exclos-témoin » est établie dans chacun des sites à comparer.

Les caractéristiques des exclos dans les études utilisant ce dispositif ne sont pas, pour autant, systématiquement les mêmes. Tout d'abord, leur superficie est très variable : les plus petites placettes encloses couvrent une surface de 4 m² (Nomiya *et al.*, 2002 ; Sage *et al.*, 2004) tandis que les plus grandes s'étendent sur 4000 m² (Trumbull *et al.*, 1989), et il existe toute une série de superficies intermédiaires (7 m² : Healy (1997) ; 22,75 m² : Castleberry *et al.* (2000) ; 100 m² : Kraft *et al.* (2004) ; 232,3 m² : Risenhoover et Maass (1987) ; 400 m² : Suominen *et al.* (1999), Wardle *et al.* (2001) ; Husheer *et al.* (2003)). Pourtant, le choix de la superficie est d'une grande importance. Si l'exclos est trop petit, l'influence de la clôture sur la dynamique et les paramètres de la végétation à l'intérieur s'observe sur toute la surface de la placette. L'exclos doit donc être suffisamment vaste pour présenter une zone centrale non soumise à l'effet « clôture ». Par ailleurs, cette zone centrale doit elle-même être assez grande pour pouvoir accueillir un réseau de sous-placettes destinées au suivi de la végétation de l'exclos. En effet, le manque de répétitions est très souvent reproché à ce dispositif. L'établissement d'un réseau de sous-placettes à l'intérieur de l'exclos et dans la placette témoin associée permet aux scientifiques de contourner un peu ce problème, chaque paire de sous-placettes « exclos-témoin » constituant, ainsi, une unité de réplication (Wardle *et al.*, 2001).

La clôture est également source de variations. Sa hauteur diffère d'une étude à l'autre en lien avec les espèces d'herbivores auxquelles l'accès à la placette est interdit. Ainsi, la hauteur varie entre 1,50 m et 5 m en fonction de l'espèce de cervidés à exclure. Par ailleurs, la clôture peut descendre ou non jusqu'au sol, selon qu'il est souhaité ou non d'exclure également les plus petits herbivores tels que les lièvres et lapins (Risenhoover et Maass, 1987). Enfin, elle est généralement conçue en fil de fer tressé (à la manière d'un filet de pêche) mais il arrive qu'il s'agisse d'une clôture électrique (Lyon et Sharpe, 1995). Il faut noter que le premier type de clôture présente une meilleure efficacité (Lyon et Sharpe, 1995).

S'il est le dispositif le plus courant, l'exclos est également très critiqué. En dehors du problème de répétitions évoqué plus haut, il est reproché aux exclos d'avoir été placés à l'intérieur de domaines de cervidés de manière subjective, maximisant ainsi leur valeur démonstrative mais minimisant leur valeur expérimentale à l'échelle régionale (Alverson, 1997).

Les résultats obtenus à partir des exclos ne sont pas toujours évidents à interpréter. En effet, les changements observés à l'intérieur sont également déterminés par le processus de succession et de fermeture progressive du milieu forestier non exploité. Il est également important de garder à l'esprit que l'histoire du site n'est pas éliminée lors de l'établissement de l'exclos. Les conditions auxquelles ce site a été soumis par le passé continuent d'influencer la dynamique de la végétation à l'intérieur de la placette, même après la pose de la clôture, notamment par le biais des pools locaux d'espèces et de la banque de graines du sol. Ainsi, interdire l'accès d'une placette aux cervidés ne permet pas d'isoler l'influence propre aux grands herbivores sur la végétation de cette placette en éliminant toutes les autres sources d'influences auxquelles est soumise la communauté végétale (Rooney et Waller, 2003).

Par ailleurs, un tel dispositif ne permet pas la mise en évidence de réponses de la végétation qui ne seraient pas linéaires. En effet, les dispositifs d'enclos/exclos transforment la variable continue « cervidés » en une variable binaire : présence ou absence alors qu'en

réalité, lorsque les animaux sont présents, le niveau de leur population peut prendre toute une série de valeurs. Ainsi, le cas d'une espèce qui se verrait désavantagée par des densités de cervidés très faibles et très élevées et qui en revanche serait favorisée par des densités intermédiaires ne peut pas être révélé par le dispositif expérimental d'exclos (Rooney et Waller, 2003). Pourtant, selon plusieurs chercheurs, bon nombre d'espèces forestières présentent des réponses numériques à la pression qu'exercent sur elles les cervidés qui ne sont pas linéaires (Gill et Beardall, 2001 ; Fuller, 2001 ; Watkinson *et al.*, 2001).

D'un point de vue méthodologique, il est donc, relativement facile d'exclure les cervidés d'un territoire, en revanche, il est beaucoup plus compliqué d'étudier les variations en terme de réponse de la communauté végétale à des densités différentes de cervidés. Pourtant, l'étude de l'influence des cervidés selon un gradient de densité est indispensable à une meilleure compréhension des conséquences écologiques de ces populations en pleine expansion sur les écosystèmes (Fuller et Gill, 2001). Bien que ce soit plutôt rare, il se peut que les conditions de milieu offrent un gradient « naturel » de densité de cervidés.

1.3.2. Le gradient « naturel » de densité

Les travaux d'Healy (1997) ont été réalisés dans une forêt feuillue du Massachusetts qui renferme une réserve où la chasse n'est pas autorisée. Ainsi, la densité de cervidés est considérée plus élevée à l'intérieur de cette réserve qu'à l'extérieur où l'activité cynégétique est présente. Les niveaux de population sont estimés par des méthodes de suivi telles que celles présentées dans le paragraphe I-2 (IK et analyses des tableaux de chasse). Ainsi, ces deux sites comparables quant au milieu, offrent un gradient de densité : 3 à 6 individus au km² en dehors de la réserve et 10 à 17 individus par km². Ce gradient est complété par une zone de densité nulle grâce à des exclos.

Les résultats obtenus sont plus facilement interprétables que ceux établis avec les simples exclos et, à terme, ils sont, en plus, convertibles en recommandations pour la gestion des cervidés et de la forêt.

L'intérêt d'un gradient de densité reste incontestable, malheureusement, une telle situation de milieu n'est guère courante. En réponse à ce problème, plusieurs études menées aux Etats-Unis ont introduit des cerfs à différentes densités à l'intérieur d'enclos.

1.3.3. Le suivi d'animaux en situation contrôlée (enclos expérimentaux)

Avec ce dispositif d'enclos expérimentaux, un gradient de densité, bien qu'artificiel, est tout de même créé (Tilghman, 1989 ; Horsley *et al.*, 2003). Sur 4 sites différents, un enclos de 65 ha est établi. Il est, ensuite, subdivisé en 4 sous-enclos : un de 26 ha et les trois autres de 13 ha. Dans le premier sous-enclos un cerf est introduit, dans le 2nd, un également, dans le 3^{ème}, 2 cerfs et dans le dernier, 4 cerfs. Ce qui correspond à des densités de l'ordre de 10, 20, 40 et 80 individus pour 259 ha. A l'intérieur de ces subdivisions, trois types de traitement forestier sont représentés : la coupe rase*, la coupe d'éclaircie* et l'absence de coupe. Il est ainsi possible d'observer la variation de la réponse de la végétation le long du gradient de densité de cervidés mais également en fonction du facteur « traitement forestier ».

Cependant, pour qu'un tel dispositif se révèle réellement adapté à ce type d'étude, les enclos doivent être suffisamment grands pour, d'une part, ne pas perturber le comportement social des animaux et d'autre part permettre l'expression de la dimension spatiale de la relation plantes-herbivores (Fuller et Gill, 2001). Pour satisfaire ces exigences, la superficie des enclos devrait être de l'ordre de plusieurs centaines d'hectares (Fuller et Gill, 2001).

Ce dispositif permet de s'affranchir de la question du suivi de la population de cervidés sur le site d'étude (cf. paragraphe I-2). Sa mise en place est, en revanche, beaucoup plus lourde.

Les difficultés méthodologiques rencontrées pour l'étude de l'influence des cervidés sur la végétation forestière sont, en grande partie, inhérentes à l'écologie. Dans ce domaine, de nombreux facteurs sont en interaction et sont, par ailleurs, combinés avec de multiples phénomènes stochastiques et sources de variabilité (Lawton, 1999). Malgré ces difficultés, les résultats des travaux de recherche réalisés jusqu'à présent ont permis de dégager certains éléments de la relation forêt-cervidés.

Chapitre 2 : Résultats

Les cervidés peuvent exercer une forte influence sur la végétation, ils jouent un rôle significatif au sein de l'écosystème forestier (Gill, 2000).

2.1. Influence sur les régénérations et sur la composition de la strate supérieure

Il est unanimement reconnu que les cervidés, par leur activité d'alimentation, affectent les régénérations par une réduction de la hauteur et de la densité des semis* (Tilghman, 1989 ; Trumbull *et al.*, 1989). Un abrouissement sévère et répété peut provoquer jusqu'à l'échec complet de la régénération (Rooney *et al.* 2002 ; Waller *et al.* 1996).

La réponse des arbres diffère selon l'espèce, son appétence et sa capacité à supporter l'abrouissement. Ainsi, sans arriver à la situation extrême d'échec de la régénération, les cervidés peuvent provoquer un changement de la composition en espèces des semis ayant résisté et perturber la situation de dominance d'une essence au sein du peuplement. Ils ont ainsi une influence à long terme : la richesse spécifique et l'abondance des semis d'arbres déterminent la composition et la structure des peuplements qui se développent et qui persisteront pendant des dizaines d'années et plus (Decalesta, 1997 ; Gill, 2000). D'après leurs travaux, Frelich et Lorimer (1985) considèrent que si la pression d'abrouissement exercée par les cervidés reste à son niveau de 1985 dans le Michigan, alors, d'ici 150 ans, le tsuga du Canada (*Tsuga canadensis*) passera du statut d'essence dominante à celui d'espèce rare, remplacé par l'érable à sucre (*Acer saccharum*). Par ailleurs, d'après l'étude de Tilghman (1989), le cerisier noir tardif (*Prunus serotina*) profite d'une pression d'abrouissement défavorable, en revanche, aux érables (*Acer saccharum* et *Acer rubrum*). Ces modifications de la composition de la canopée peuvent avoir d'importantes répercussions sur l'ensemble de l'écosystème forestier. En effet, la canopée, par sa composition et sa physiologie, détermine en partie les conditions locales de milieu pour les strates inférieures : selon la quantité de rayonnement solaire et de précipitations qu'elle intercepte, ou encore, selon la nature de la matière organique qu'elle dépose au sol. Elle conditionne ainsi indirectement la diversité du sous-étage.

Par ailleurs, les cervidés ont également une influence sur la structure verticale de la végétation. En réduisant la taille des arbustes bas tels que la bruyère callune (*Calluna vulgaris*) ou la myrtille (*Vaccinium myrtillus*) et en empêchant les arbustes hauts tels que le noisetier (*Corylus avellana*), le cornouiller (*Cornus spp.*) ou encore le houx (*Ilex aquifolium*), d'atteindre leur taille normale, les cervidés occasionnent une simplification de la structure verticale de la végétation forestière. Cette dernière présente alors une strate arbustive peu développée voire absente (Gill, 2000). C'est, dans ce cas, la « diversité » structurelle verticale qui est affectée.

2.2. Influence sur les strates inférieures

L'influence des cervidés sur la végétation du sous-bois est le reflet de leur sélectivité alimentaire et de la capacité des espèces végétales à supporter les dommages d'abrouissement (Augustine et McNaughton, 1998). En général, les cervidés suppriment ou retardent la croissance des jeunes arbres, arbustes, herbacées, en permettant, ainsi, aux

graminées et à quelques espèces non appétentes telles que les fougères et les joncs de se développer (Putman *et al.*, 1989 ; Gill, 1992).

La richesse spécifique de la flore des strates basses repose principalement sur le nombre d'espèces arbustives et herbacées, c'est pourquoi, une disparition ou une diminution de ces espèces pourrait réduire la diversité de la végétation forestière dans son ensemble (Gill, 2000). Les cervidés peuvent être responsables d'une perte de richesse spécifique lorsqu'ils délaissent les espèces dominantes aux dépens d'espèces plus « discrètes ». L'étude de Tilghman (1989) montre que la dominance du cerisier noir tardif (*Prunus serotina*) augmente avec la densité de cerfs tandis que la richesse spécifique du groupe des semis diminue. Cela dit, les grands herbivores peuvent également être à l'origine d'une augmentation de la richesse spécifique lorsqu'ils se nourrissent d'une espèce dominante. L'étude de Nomiya *et al.* (2002) montre que la diversité de la végétation est plus élevée dans la zone où l'abondance relative du petit bambou (*Sasa palmata*) a diminué suite à son abrutissement par les cervidés, que dans les autres zones. Il s'agit donc ici, d'un effet positif de l'abrutissement.

Concernant la végétation herbacée, il est, là encore, souvent considéré que les cervidés diminuent la richesse spécifique, pourtant, cela n'a pas encore été très clairement démontré. Les travaux de Kraft *et al.* (2004) indiquent que la richesse spécifique et le taux de recouvrement ne répondent que faiblement à la protection contre les cervidés. Les mesures morphologiques (hauteur moyenne, nombre de feuilles, ...), la fréquence de floraison et la fructification semblent être des indicateurs d'abrutissement plus sensibles que les indicateurs de communauté tels que la richesse et le recouvrement. Ces derniers se montrent, en revanche, significativement affectés par les traitements forestiers. Il faut toutefois, préciser que les résultats de l'étude sont certainement dépendants de l'échelle temporelle : il est donc, possible que des différences de richesse et de recouvrement apparaissent plus tardivement. Il se peut également que la pression d'abrutissement, au moment de l'étude, n'ait pas été suffisamment importante pour générer de tels changements au sein de la communauté végétale. En effet, dans les études présentant un dispositif expérimental avec un gradient de densité animale, les paramètres de la diversité ne se trouvent affectés de manière significative que pour les densités les plus élevées (Tilghman, 1989 ; Healy, 1997). Kraft et ses collègues (2004) proposent encore d'autres éléments possibles d'explication de l'absence de réponse significative au niveau de la richesse spécifique et du recouvrement : un manque dans la banque de graines, une production de graines réduite ou encore des taux d'établissement réduits du fait de la forte compétition avec les érables abondants.

2.3. Les mécanismes mis en jeu

2.3.1. Les relations interspécifiques

Parce que les cervidés se nourrissent préférentiellement de certaines espèces et en délaissent d'autres, et parce que certaines espèces sont capables de compenser les dommages dus à l'abrutissement alors que d'autres non, les cervidés affectent la capacité de compétition relative des espèces au sein de la communauté. Les espèces peu appétentes et/ou résistantes à l'abrutissement ont un avantage compétitif sur les autres (Augustine et MacNaughton, 1998). C'est pourquoi, il semblerait logique que l'abondance relative des espèces peu appétentes et/ou tolérantes augmente et que celle des espèces appétentes et/ou sensibles à l'abrutissement diminue au cours du temps (Rooney et Waller, 2003).

Par ailleurs, la réponse des végétaux à l'abrutissement peut être dépendante de leur densité ou de leur fréquence initiale. Les travaux d'Augustine *et al.* (1998) et de Rooney et

Dress (1997b) montrent que des espèces présentes en plus faible abondance sont plus susceptibles de décliner voire de disparaître que des espèces plus abondantes.

Au sein du sous-étage des forêts feuillues, les graminées et les fougères profitent des pressions d'abrouissement élevées (Gill, 1992 ; Cooke et Farrell, 2001 ; Kirby, 2001 ; Rooney, 2001). La faible appétence de la plupart des fougères serait attribuée à la composition chimique de leurs feuilles (Rooney et Dress, 1997a). La plupart des graminées possèdent des méristèmes basaux ainsi que de la silice au niveau de leurs feuilles ce qui les rend relativement résistantes à l'abrouissement (Coughenour, 1985).

Les cervidés peuvent mettre en péril la régénération de manière directe en ralentissant la croissance des espèces abrouistées, mais également de manière indirecte en favorisant les espèces de graminées et de fougères, qui, elles-mêmes, inhibent la réussite de l'installation des jeunes plants (Stromayer et Warren, 1997).

2.3.2. La modification de l'habitat

Dans les forêts feuillues, au nord-est des Etats-Unis, après la coupe, la succession naturelle en l'absence de cervidés commence par l'invasion des plantes herbacées annuelles et des espèces ligneuses ou semi ligneuses des premiers stades de succession comme la ronce (*Rubus spp*). Ces espèces créent des conditions de lumière convenables pour le développement d'espèces ligneuses à valeur commerciale sciaphiles telles que le chêne (*Quercus spp*) et l'érable (*Acer spp*). L'établissement de ces puissants compétiteurs de lumière précèdent l'invasion d'espèces d'arbres moins sciaphiles et à valeur commerciale moindre telles que le merisier (*Prunus avium*) et le hêtre (*Fagus sylvatica*), puissants compétiteurs pour les nutriments. Les cervidés peuvent altérer cette succession sans même consommer les espèces à valeur commerciale, mais simplement en abrouissant les espèces herbacées et semi-ligneuses des premiers stades, ce qui modifie les conditions de lumière, rendant ainsi, l'environnement plus adapté aux compétiteurs héliophiles pour les nutriments (Schmitz, 1997). Le prélèvement de biomasse par abrouissement entraîne donc, des modifications microclimatiques au niveau du sol, en terme d'humidité et de température par exemple : les conditions d'habitat sont perturbées.

Par ailleurs, l'abrouissement peut affecter le cycle des nutriments, l'épaisseur et la composition de la litière. En effet, en réalisant un prélèvement sélectif des organes végétaux, les cervidés changent la composition de la matière organique tombant au sol. Les conditions d'humus (composition, taux de minéralisation, épaisseur) peuvent donc être affectées indirectement par l'abrouissement ; ce qui peut se répercuter sur la composition de la communauté végétale car selon l'espèce, le sol sera désormais, plus ou moins favorable à sa germination et à son développement (Rooney et Waller, 2003).

Les cervidés sont en interaction avec les communautés végétales et ces interactions mettent en jeu de multiples mécanismes. Les résultats présentés précédemment apportent quelques éclaircissements mais cette relation faune-flore reste mystérieuse. Elle se révèle fortement influencée par les paramètres locaux ce qui explique les contradictions entre les résultats de plusieurs études et la difficulté à dégager des tendances précises. Toutefois, l'ensemble de ces résultats vient nourrir notre réflexion quant à la méthodologie d'étude de l'influence des cervidés sur la diversité végétale en forêt à utiliser.

Chapitre 3 : Discussion

3.1. La méthode d'étude

Les deux premières parties donnent des éléments de choix de la méthode à mettre en œuvre pour l'étude de l'influence des cervidés sur la diversité végétale. D'une manière très générale, les choix doivent correspondre à un bon équilibre entre fiabilité et faisabilité de la méthode en fonction des contraintes et paramètres locaux. Par ailleurs, l'étude apparaît complexe, mieux vaut-il donc opter pour des méthodes simples et dont on connaît bien les limites plutôt que des méthodes plus élaborées mais qui amèneront à des résultats peut-être plus difficilement interprétables.

La relation diversité / cervidés ne semble apparaître de manière significative qu'en situation de densité animale élevée ou bien en cas de pression d'abrutissement subie sur longue période (Kraft *et al.*, 2004). Face à la difficulté de mise en évidence de cette relation, il ne semble pas nécessaire d'ajouter de la complexité dans la mesure de la diversité. La combinaison d'indices simples de calcul et d'interprétation, correspondant à chacune des composantes de la diversité serait sans doute plus judicieuse que l'utilisation d'un indice synthétique dont l'évolution serait difficilement interprétable : comment savoir à quelle(s) composante(s) de la diversité la variation de cet indice synthétique serait due ? Ainsi, la richesse spécifique (S), les abondances relatives spécifiques, l'équitabilité (J) ajoutées à une mesure de la diversité β (C_N), notamment pertinente dans les dispositifs expérimentaux présentant un gradient environnemental (densité des cervidés) pourraient constituer un ensemble intéressant pour l'étude de la diversité.

En ce qui concerne l'échantillonnage, le réseau de placettes permanentes semble adapté à l'étude de la diversité. Un système d'emboîtement des unités d'échantillonnage permettrait de tenir compte de la complexité verticale de la végétation forestière et ainsi, de disposer de placettes dont la surface serait adaptée à la strate concernée par le relevé. La densité des unités d'échantillonnage dépend des objectifs de l'étude et des moyens disponibles pour sa réalisation. Les résultats ont montré que les espèces rares étaient plus vulnérables que les espèces plus communes. Dans cette situation, peut être, vaut-il la peine d'accentuer l'effort d'échantillonnage par une densité de placettes plus élevée pour déceler des variations plus fines concernant ces espèces rares.

Par ailleurs, le relevé de paramètres tels que la hauteur moyenne, le nombre de feuilles, les taux de floraison et de fructification, en complément des caractéristiques classiques de diversité (nombre d'espèces, abondance spécifique) pourrait présenter un certain intérêt. En effet, il se peut que les variations de ces premiers paramètres soient annonciatrices d'une future modification de la diversité (Kraft *et al.*, 2004).

Dans le contexte français, le choix de la méthode de suivi de la population de cervidés peut se porter sur les méthodes basées sur les indicateurs population-environnement (notamment l'IK ou l'indice phare) car il s'agit de méthodes connues et couramment utilisées sur le terrain.

Enfin, concernant le dispositif expérimental, il semble que celui présentant le gradient artificiel soit le mieux adapté à la recherche, au stade actuel des connaissances. Cependant, restent les problèmes de sa mise en œuvre et de son suivi.

Les travaux de modélisation permettront peut-être de s'affranchir du problème de la mise en place d'un dispositif sur le terrain, notamment pour une étude à long terme (Kienast *et al.*, 1999 ; Seagle et Liang, 2001). Il est vrai que les dispositifs expérimentaux présentés ne permettent pas de véritables expérimentations sur le long terme, pourtant, ces dernières pourraient se révéler très informatives. En effet, comme cela a été précisé plus haut, l'étude de Kraft *et al.* (2004), menée sur 5 ans, montre des changements dus à l'abrutissement au niveau des paramètres individuels de floraison, fructification, or, si ces paramètres sont affectés, à moyen terme, c'est le succès de la reproduction qui sera inquiété entraînant des modifications de l'abondance relative de l'espèce et à plus long terme, c'est le maintien de l'espèce sur le site et par conséquent la diversité qui sont menacés.

3.2. L'étude de l'influence des cervidés sur la diversité végétale en forêt

Beaucoup d'études ont été menées pour quantifier l'impact des cervidés sur la reproduction, la croissance et la diversité de la végétation. Ces études reposent sur de nombreuses données concernant les populations de cervidés, mais elles ont été gênées par le manque de connaissances, la compréhension incomplète de la dynamique naturelle de la végétation dans beaucoup de zones et la multitude d'impacts anthropiques et environnementaux sur l'historique de la végétation (Alverson, 1997).

Tandis qu'il est incontestable que les cervidés exercent une forte influence sur la végétation et plus globalement, sur l'écosystème forestier et son fonctionnement, la caractérisation de cette influence reste difficile et incertaine à cause des interactions complexes existant entre les individus ou groupes fonctionnels, les unités structurelles de la forêt et du paysage, le fonctionnement de l'écosystème et les perturbations à l'échelle du paysage. L'influence des cervidés sur la végétation peut être subordonnée à de multiples facteurs : la densité animale, la composition de la communauté végétale, les déplacements des animaux en lien avec l'organisation spatiale structurelle du paysage, etc. Normant *et al.* (2002) insistent particulièrement sur cette prise en compte de l'organisation du paysage. La capacité d'accueil d'un écosystème vis-à-vis des cervidés est avant tout liée à l'espace rural dans son ensemble. Il apparaît en effet, illusoire de ne prendre en compte leur présence qu'au seul plan forestier : ces populations utilisent les espaces périphériques à la forêt et la nature de ceux-ci (prairies, nature des cultures, organisation spatiale de l'« agro-système ») conditionne au moins pour partie, et de façon encore plus accrue pour l'espèce cerf, les différents équilibres qui sont en jeu (Normant *et al.*, 2002).

L'approche systémique et multifactorielle réalisée grâce à des modèles devrait permettre de progresser dans la connaissance de cette relation faune-flore (Weisberg et Bugmann, 2003).

Conclusion

Les populations de cervidés jouent un rôle important dans la dynamique de la végétation forestière. Cela dit, il serait incorrect et imprudent d'attribuer aux populations croissantes de cervidés l'entière responsabilité des récents changements observés au sein des écosystèmes forestiers. D'autres facteurs (structure de la canopée, richesse en azote du sol,...) peuvent provoquer des modifications similaires à celles engendrées par ces grands ongulés. Parvenir à isoler la part de l'influence des seuls cervidés dans les modifications observés au sein des communautés végétales forestières constitue un véritable défi. Les méthodes d'étude disponibles restent difficiles à mettre en place, pour une fiabilité qui n'est pas toujours assurée.

La recherche dans le domaine avance progressivement. Elle doit continuer afin d'apporter des éléments d'information et de réponse aux gestionnaires qui voient petit à petit les notions de densité biologiquement optimale et de population en équilibre avec son milieu intégrer l'objectif de conservation de la biodiversité. Ainsi, des travaux tels que celui d'Augustine et de Decalesta (2003) destinés à la détermination d'indicateurs de déséquilibre de la relation cervidés-diversité végétale, présentent un grand intérêt.

Nous l'avons vu, l'influence du type de traitement forestier sur la diversité apparaît prédominante par rapport à celle exercée par les cervidés. Aussi, la problématique de la conservation de la diversité en milieu forestier doit-elle être commune aux gestionnaires de la forêt et à ceux de la faune sauvage.

Par ailleurs, toute modification de la diversité végétale se répercute sur les espèces animales (insectes, oiseaux,...) en interaction avec les plantes. Il faut donc garder à l'esprit l'existence de ces conséquences indirectes sur la diversité globale du milieu forestier et insister sur l'importance de travaux de recherche à une échelle plus vaste.

PARTIE 2

Influence des chevreuils sur la végétation
forestière

-

Exploration des données de la forêt de
Montargis

Introduction

En France comme ailleurs, les populations de cervidés* présentent une tendance à l'accroissement (Ballon, 1999). La forêt domaniale de Montargis, située au nord-est du département du Loiret (cf. annexe 4) ne fait pas exception. Ce petit massif forestier de 4 090 ha accueille une population de chevreuils à l'abondance croissante.

Seule espèce-gibier soumise à un plan de chasse en forêt de Montargis, le chevreuil y fait l'objet d'un suivi régulier. Depuis 1991 et en collaboration avec l'ONF (Office National des Forêts), le CEMAGREF étudie notamment, l'évolution de deux paramètres : le niveau d'abondance de la population animale et le niveau de sollicitation de la flore forestière par les chevreuils à des fins d'alimentation. Ces paramètres offrent des éléments pour l'étude de la relation forêt-cervidés et s'avèrent nécessaires à la définition des objectifs annuels du plan de chasse (ONF, 1996).

La recherche porte un intérêt grandissant à cette relation forêt-cervidés et à l'influence de ces grands herbivores sur les communautés* végétales non seulement en terme de dégâts* (écorçage*, frottis*, abrouissement*), mais également en terme de modifications de richesse* et de composition spécifiques (Gill, 2000). La présente étude tente de mettre en évidence quelques aspects de cette influence. Il s'agit de tester l'hypothèse selon laquelle l'évolution du niveau de la population de chevreuils expliquerait celle de certains paramètres de la végétation (les taux de recouvrement, d'abrouissement, la richesse spécifique, la diversité*...). Ceci correspond à une exploitation originale des jeux de données existants concernant la population de chevreuils et la flore du massif forestier de Montargis ; exploitation originale dans la mesure où les données n'ont pas été collectées dans un tel objectif d'étude.

Ainsi, après avoir présenté le site d'étude et les méthodes de collecte et d'analyse des données utilisées ici, les résultats obtenus seront exposés puis discutés.

Chapitre 1 : Matériel et méthodes

1.1. Présentation du site d'étude (ONF, 1996 ; Chevalier, 2003)

La forêt domaniale de Montargis, d'une superficie de 4090 ha, appartient à la région naturelle IFN (Inventaire Forestier National) du Gâtinais. Le site d'étude s'étend sur un tiers de la superficie totale dans la partie est de la forêt. Il s'agit d'une surface d'un seul tenant, assurant une bonne représentativité du massif forestier dans son ensemble.

1.1.1. Relief et hydrographie

La forêt occupe un plateau légèrement incliné vers l'ouest présentant une altitude moyenne de 110 m et dominant la vallée du Loing (cf. Annexe 4). Le massif forestier est traversé par une vallée sèche, orientée du sud-est vers le nord-ouest, qui peut être inondée lors d'épisodes climatiques humides du fait de la remontée de la nappe superficielle sous-jacente.

1.1.2. Climat

La forêt est soumise à un climat dit, « océanique dégradé », intermédiaire entre un climat océanique typique et un climat semi-continentale. Sur la période 1971-2000, la température moyenne annuelle est de 10,9°C et l'amplitude thermique est relativement faible : 3,7°C pour le mois le plus froid (janvier) et 19,0°C pour le mois le plus chaud (juillet). En moyenne, 63 jours de gelée sont enregistrés par an. La moyenne annuelle des précipitations atteint 647 mm d'eau, dont la moitié tombe au cours de la saison de végétation (début avril - fin septembre). Les précipitations sous forme de neige sont peu abondantes (7 jours de neige par an, en moyenne). Ce climat peut donc être ainsi décrit : relativement doux, avec de faibles précipitations et marqué par de petites sécheresses estivales certaines années (Chevalier, 2003).

1.1.3. Géologie et pédologie

Le plateau sur lequel s'étend la forêt repose sur une roche mère constituée de craie du sénonien*. Ce substrat n'affleure que rarement sur le massif forestier, il est le plus souvent recouvert par un complexe de formations à chailles* mêlant argiles, sables et cailloutis (Chevalier, 2003).

Il existe une très grande variété pédologique sur ce site (épaisseur de la couverture sableuse ou limoneuse, charge en cailloux, acidité). Cela dit, la superficie de la forêt s'étend majoritairement sur des sols de plateau, peu à moyennement caillouteux, dont l'épaisseur est généralement comprise entre 40 et 70 cm, légèrement acides à acides, rarement marqués par un engorgement temporaire (Chevalier, 2003).

1.1.4. Stations forestières

D'après la typologie des stations forestières* réalisée par Chevalier *et al.* (1996) en forêt de Montargis, les types de stations les plus représentés sont des chênaies-charmaies neutrophiles* à mésoacidiphiles*, avec parfois présence du hêtre (Chevalier, 2003). Toutefois, les résineux, et notamment le pin sylvestre, s'imposent comme essences dominantes sur 18 % de la surface boisée (ONF, 1996).

1.1.5. Gestion forestière

Les traitements sylvicoles de la forêt de Montargis ont évolué au cours des derniers siècles. Entièrement traitée en taillis-sous-futaie* jusqu'en 1867, la forêt est ensuite soumise à une conversion en futaie régulière*. Partielle dans un premier temps, cette conversion ne s'étend à l'ensemble du massif qu'en 1872. Le pin sylvestre est alors utilisé pour effectuer des enrichissements (Chevalier, 2003).

En 1996, 4% de la superficie de la forêt sont réservés à l'accueil du public tandis que les 96 % restants sont destinés à la production (à vocation résineuse sur 22 % et feuillue sur 74 %). Le chêne constitue l'essence-objectif principale. Le dernier plan d'aménagement (1996-2015) retient le traitement en futaie régulière et l'accent est mis sur la production de chênes de gros diamètre, sans défaut, à accroissements réguliers, tout en maintenant des peuplements mélangés, notamment avec les essences secondaires du sous-étage (charme et hêtre) (Chevalier, 2003).

1.2. Relevés de végétation : la méthode Aldous légèrement modifiée

La méthodologie de suivi de la végétation appliquée ici est dérivée de la méthode d'Aldous (Aldous, 1944). Ainsi, tel que le préconise cette dernière, un échantillonnage systématique de la végétation est réalisé sur la surface du site d'étude (cf. Figure 4). 140 placettes permanentes de 40 m² et de forme circulaire ($r = 3,568$ m) sont établies selon une maille carrée. Dans notre cas, les dimensions de la maille d'échantillonnage sont les suivantes : 300 m x 300 m, ce qui correspond à une placette pour 9 ha.

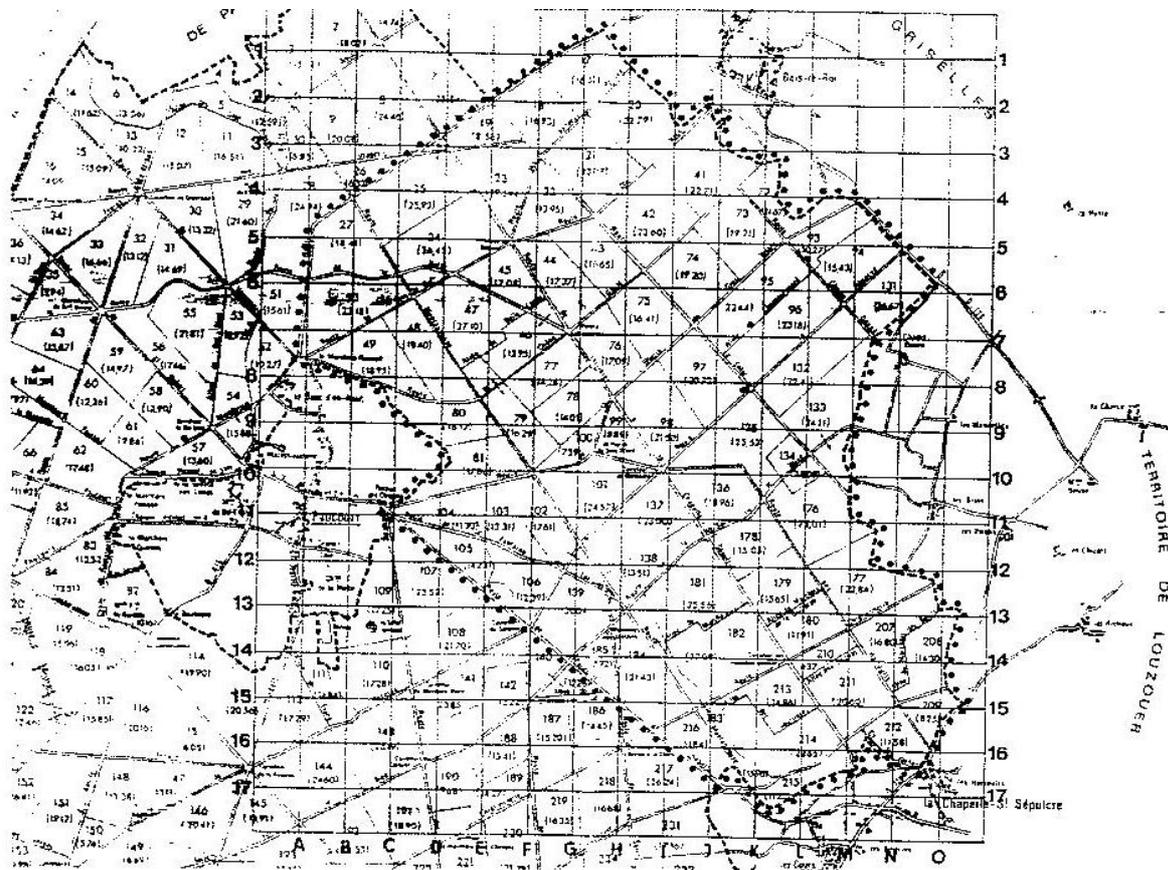


Figure 4 : Répartition des placettes en forêt de Montargis, maillage 300 x 300 m (Delalande et Saintoyant, 2003).

La méthode d'Aldous consiste à relever sur chacune des placettes le taux de recouvrement* des espèces présentes et leur degré d'abrouissement. Les relevés sont effectués annuellement, généralement à la fin de l'hiver (mois de mars) en période de repos végétatif juste avant le débourrement des bourgeons.

Le suivi de la végétation réalisé en forêt de Montargis depuis 1991 s'inspire largement de la méthode d'Aldous mais il n'en constitue pas une application rigoureusement fidèle. Le protocole utilisé est le suivant : sur chaque placette, l'observateur relève le taux de recouvrement des espèces ligneuses* et semi-ligneuses* présentes à moins d'1,20 m du sol (hauteur au-delà de laquelle les végétaux sont considérés « hors de la dent » des chevreuils). Il ne s'agit pas d'un relevé exhaustif, seules les espèces appartenant à une liste préalablement établie sont concernées (cf. Annexe 5). L'observateur note également le taux d'abrouissement des espèces de la liste présentes sur la placette. Ces taux sont ensuite ventilés en classes (cf. Tableaux 2 et 3). Le nombre de classes d'abrouissement dans le protocole est plus élevé que dans la méthode originale. Les numéros de classe sont notés sur une fiche lors du relevé (cf. Annexe 6)

Tableau 2 : Classes de recouvrement.

Classes de recouvrement	Surface de recouvrement équivalente	Numéro de classe	Valeur retenue
0 %	0 m ²	0 (absence)	0
< 1 %	< 0,40 m ²	1	0,5
1 à 5 %	0,40 à 2 m ²	2	2,5
5 à 20 %	2 à 8 m ²	3	12,5
20 à 50 %	8 à 20 m ²	4	35,0
50 à 75 %	20 à 30 m ²	5	62,5
75 à 100 %	30 à 40 m ²	6	87,5

Tableau 3 : Classes d'abrouissement.

Classes d'abrouissement	Proportion de tiges abrouties	Numéro de Classe	Valeur retenue
0 %	0	O (non consommé)	0
< 1 %	1 / 100	A	0,5
1 à 5 %	1 / 20	B	2,5
5 à 20 %	1 / 5	C	12,5
20 à 50 %	1 / 2	D	35,0
50 à 75 %	3 / 4	E	62,5
75 à 100 %	> 3 / 4	F	87,5

Le jeu de données dont nous disposons n'est pas tout à fait complet. Entre 1991 et 2004, les années 1998, 2001, 2002 et 2003 n'ont pas fait l'objet de relevés et pour les autres années, les données n'ont pas toujours pu être collectées sur les 140 placettes du fait de l'inondation de certaines d'entre elles.

1.3. Suivi de la population de chevreuils : l'Indice Kilométrique (IK)

Ce suivi repose sur une méthode indiciaire, il s'agit de l'indice kilométrique (IK) (cf. Annexe 7). Cette méthode se fonde sur la probabilité qu'à un observateur se déplaçant à pied, à allure régulière dans une forêt donnée, d'observer des chevreuils. Le principe consiste à rapporter le nombre d'observations d'animaux ou « contacts », au nombre de kilomètres parcourus.

Afin qu'une couverture homogène de la zone d'étude soit assurée, est établi un réseau de n circuits régulièrement répartis, sans recoupement. Chaque circuit prend la forme d'une boucle d'une longueur comprise entre cinq et sept kilomètres et épousant des éléments fixes tels que les routes, chemins ou layons*. Le réseau de circuits doit permettre une couverture minimale de la zone, fixée à 3 km pour 100 ha. Sur le site d'étude de Montargis, 5 circuits ont été établis (cf. Figure 5).

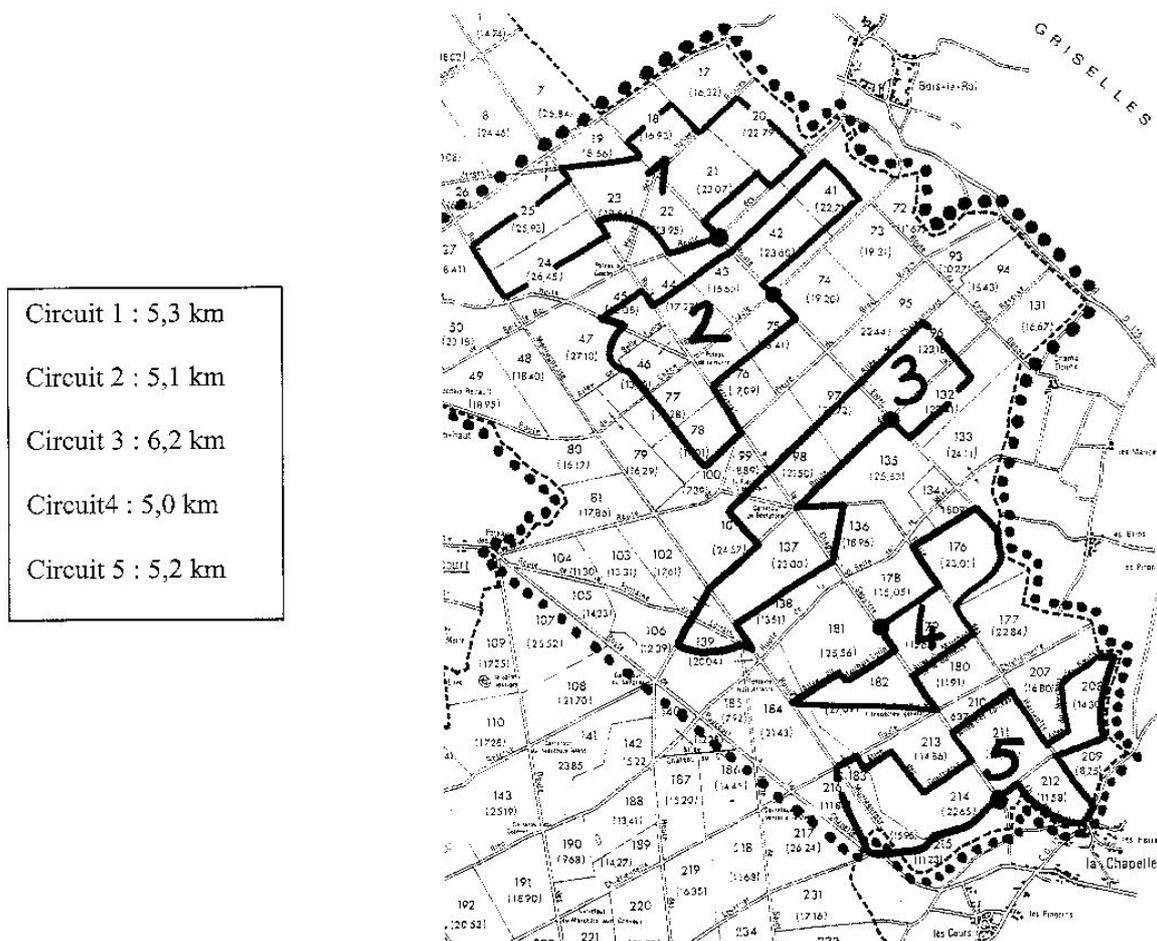


Figure 5 : Le réseau de circuits sur le site d'étude de la forêt de Montargis (Delalande et Saintoyant, 2003).

Le parcours des circuits s'effectue en période hivernale, entre le 1^{er} janvier et le 31 mars pour deux raisons principales. D'une part, la visibilité est maximale car le départ de la végétation arbustive et herbacée n'a pas encore eu lieu et d'autre part, les animaux sont cantonnés et la détectabilité est homogène entre les deux sexes. Ces sorties sont réalisées le matin et le soir dans les deux à trois heures qui suivent l'aube et qui précèdent le crépuscule car cela correspond aux principaux pics d'activité des animaux. A chaque circuit doit correspondre un minimum de quatre répétitions : matin, soir, dans un sens et dans l'autre. Au cours de chaque parcours, les contacts sont notés sur une fiche (cf. annexe 7).

Les résultats obtenus sur l'ensemble du réseau de circuits permettent de déterminer l'indice kilométrique annuel (IKa). A partir de cet indice, il n'est pas possible de connaître l'effectif absolu de la population de chevreuils, en revanche, ses variations interannuelles permettent de suivre l'évolution du niveau de la population. L'IK est un indice fiable : des études en forêts de Chizé, Dourdan et Trois Fontaines ont mis en évidence la forte corrélation existant entre l'IK et la technique de capture-marquage-recapture (CMR) qui s'impose comme la technique la plus efficace pour l'estimation de la taille absolue des populations (cf. Annexe 3).

Sur le site d'étude, le suivi de la population de chevreuils par la méthode de l'IK a débuté en 1991. Seule l'année 1999 manque au jeu de données.

1.4. Analyse des données : méthode et tests utilisés

Les analyses effectuées au cours de cette étude ont pour objectif de tester l'hypothèse globale selon laquelle les variations, au cours du temps, de certaines caractéristiques des communautés végétales forestières (cf. Tableau 4), peuvent s'expliquer par l'évolution du niveau de la population de chevreuils.

L'hypothèse globale repose avant tout sur la sous-hypothèse suivante : il existe au moins une année présentant un niveau de population (estimé par l'IKa) significativement différent des autres. Elle est ensuite déclinée en hypothèses secondaires, une pour chaque caractéristique définie dans le tableau 4 ci-contre.

Concrètement, nous cherchons à vérifier si les années présentant des différences significatives pour les diverses variables de la végétation coïncident avec les années pour lesquelles les niveaux de la population de chevreuils sont significativement différents.

Seules les années pour lesquelles l'IK et les relevés de végétation ont été effectués constituent le jeu de données utilisé pour l'étude.

Les méthodes d'analyse de données utilisées ici sont simples, il s'agit de tests statistiques usuels tels que les analyses de variance (ANOVA), le test non paramétrique de Kruskal-Wallis et les tests de comparaison de deux échantillons appariés.

Tableau 4 : Caractéristiques de la végétation concernées par l'étude.

	Caractéristique	Notation
Recouvrement	Taux de recouvrement global (ligneux + semi-ligneux)	$R_{(G, P, X)}$
	Taux de recouvrement des espèces ligneuses	$R_{(L, P, X)}$
	Taux de recouvrement des espèces semi-ligneuses	$R_{(SL, P, X)}$
	Taux de recouvrement de chacune des espèces ligneuses et semi-ligneuses	$R_{(E, P, X)}$
Occurrence	Fréquence d'occurrence de chacune des espèces ligneuses et semi-ligneuses	$F_{.occ. (E, X)}$
Abroutissement	Taux d'abroutissement global (ligneux + semi-ligneux)	$A_{(G, P, X)}$
	Taux d'abroutissement des espèces ligneuses	$A_{(L, P, X)}$
	Taux d'abroutissement des espèces semi-ligneuses	$A_{(SL, P, X)}$
	Taux d'abroutissement de chacune des espèces ligneuses et semi-ligneuses	$A_{(E, P, X)}$
	Fréquence d'abroutissement de chacune des espèces ligneuses et semi-ligneuses	$F_{.abr. (E, X)}$
Diversité	Richesse spécifique	S
	Diversité de Shannon	H'
	Equitabilité de Shannon	E
	Diversité de Simpson	1 / D
	Dominance de Berger-Parker	1 / d

L'ANOVA est un test paramétrique puissant, permettant la comparaison des moyennes de n échantillons. Ses conditions d'application sont les suivantes : normalité et égalité des variances de l'ensemble des échantillons comparés. Cela dit, d'après Scherrer (1984), une certaine violation de ces conditions peut être autorisée : les résultats du test ne sont pas affectés par un léger défaut de normalité et « si les échantillons présentent des effectifs égaux ou du même ordre de grandeur, l'analyse de la variance est alors un test très robuste qui supporte de fortes hétérogénéités de variances ». Ainsi, dans notre étude, nous avons considéré le domaine d'applicabilité de l'ANOVA défini par Scherrer et nous avons privilégié l'utilisation de ce test lorsque les données nous l'ont permis. La normalité est appréciée à partir des valeurs des coefficients standardisés d'asymétrie et d'aplatissement, l'égalité des variances est, elle, soumise au test de Bartlett ou celui de Levene, moins sensible au défaut de normalité dans le cas des grands échantillons.

Dans le cas où l'analyse de la variance met en évidence une différence significative entre les moyennes des échantillons comparés, le test de comparaisons multiples de Duncan est appliqué afin de déterminer les moyennes qui s'avèrent statistiquement différentes les unes des autres.

Lorsque les données ne permettent pas l'utilisation de l'ANOVA, les échantillons sont comparés à l'aide du test non paramétrique de Kruskal-Wallis. Quand, d'après ce test, au moins une différence existe entre les échantillons, ces derniers sont alors comparés deux à deux, à l'aide du test paramétrique t de comparaison de deux moyennes ou bien du test non paramétrique des rangs signés, selon la normalité et l'équivariance des échantillons concernés. Il faut noter que la normalité est d'autant moins exigée pour le test t que les échantillons sont grands (Scherrer, 1984).

Pour effectuer les analyses, nous avons retenu $\alpha = 5 \%$ comme niveau de significativité. α représente le risque de rejeter l'hypothèse nulle (en l'occurrence, hypothèse d'homogénéité des échantillons) alors qu'elle est vraie. Toutefois, lorsque les tests de comparaisons multiples (ANOVA, Duncan, Kruskal-Wallis) ne sont pas applicables, les comparaisons de deux échantillons s'imposent et il faut une combinaison de m tests ($m = C_n^2 = [n!] / [2! (n - 2)!]$) pour obtenir une information équivalente à celle qu'apporte un test de comparaisons multiples pour n échantillons. Or, en multipliant les tests, nous augmentons α , le risque de trouver des différences significatives alors qu'elles ne le sont pas. Aussi, pour maintenir une certaine homogénéité concernant le niveau de significativité des analyses, $\alpha = 5 \%$ est divisé par le nombre de tests de comparaison d'échantillons deux à deux réalisés en remplacement d'un test de comparaisons multiples.

Chaque test dispose de propriétés telles que sa puissance et son pouvoir discriminant qui lui sont propres. Aussi, afin d'obtenir des résultats comparables entre eux, nous avons veillé à utiliser les mêmes tests à l'intérieur d'une série d'analyses. Ainsi, la variable « taux de recouvrement », par exemple, a été étudiée à l'aide des mêmes outils statistiques pour chacune des espèces.

Par ailleurs, les caractéristiques de la végétation sont influencées par l'historique de la placette sur laquelle elles sont relevées. Nous avons donc essayé de prendre en compte cette influence en définissant un facteur « placette » dans les analyses de variance et en réalisant des tests de comparaison sur échantillons appariés (ainsi, seules les placettes communes aux deux échantillons sont comparées).

L'ensemble des tests statistiques a été réalisé avec le logiciel Statgraphics® Plus, version 5.1 (copyright 1994-2001 par Statistical Graphics Corp.).

Les méthodes d'analyses présentées ci-dessus nous ont permis d'explorer les jeux de données dont nous disposons. Les résultats ainsi obtenus sont exposés dans le chapitre 2.

Chapitre 2 : Résultats

2.1. Une population de chevreuils en progression

Durant la période 1991-2004, nous observons des variations significatives du niveau d'abondance de la population de chevreuils (cf. Tableau 5).

Tableau 5 : Résultat de l'ANOVA à un facteur (année) sur la variable IK.

Analyse de variance					
Source	Somme des carrés	Ddl	Carré moyen	F	Proba.
Inter-groupes	3.87477	8	0.484346	18.97	0.0000
Intra-groupes	1.27652	50	0.0255305		
Total (Corr.)	5.15129	58			

Les analyses montrent plus précisément que l'année 2004 se distingue des autres par un niveau de population estimé par l'IK significativement supérieur à ceux des années précédentes (cf. Tableau 6).

Pour alléger la suite des analyses, le choix a été fait de ne s'intéresser qu'à quatre années : 1992, 1996, 2000 et 2004. Ces quatre années ont été sélectionnées car elles offrent un pas de temps constant, égal à quatre ans et car 1992, 1996, et 2000 sont associées à des niveaux de population significativement inférieurs à celui de 2004.

Tableau 6 : Résultat du test de comparaisons multiples de Duncan sur la variable IK ($\alpha = 5\%$).

Année	Effectif	Moyenne	Groupes homogènes			
1995	7	0.0642857	X			
1997	4	0.1175	X	X		
1996	8	0.135	X	X	X	
1994	10	0.263	X	X	X	X
1993	9	0.283333		X	X	X
2000	4	0.2975			X	X
1992	7	0.342857			X	X
1991	6	0.385				X
2004	4	1.175				X

2.2. Des paramètres de végétation globalement peu sensibles à cette progression

2.2.1. Le taux de recouvrement

Le niveau de population de chevreuils ne permet pas, d'après nos analyses, d'expliquer le taux de recouvrement qu'il s'agisse du recouvrement global, de celui des ligneux, des semi-ligneux ou bien, de celui des espèces considérées individuellement.

Les tests confirment un effet significatif de la part de chacun des facteurs (année et placette) sur les taux de recouvrement global, ligneux et semi-ligneux (cf. Tableau 7, page suivante). Cependant, l'effet année ne peut pas être assimilé à un effet IK dans la mesure où les années ne se répartissent pas de la même manière dans les groupes homogènes pour le recouvrement et pour l'IK (cf. Tableau 7, page suivante).

Tableau 7 : Résultats des ANOVA à 2 facteurs (année et placette) et du test de comparaisons multiples de Duncan pour les variables recouvrement global, recouvrement ligneux et recouvrement semi-ligneux.

	Probabilités ANOVA	Groupes homogènes		
Recouvrement global	P _{année} = 0,0000	1992	X	
		1996		X
	P _{placette} = 0,0000	2004		X
		2000		X
Recouvrement des ligneux	P _{année} = 0,0000	1992	X	
		2004		X
	P _{placette} = 0,0000	1996		X
		2000		X
Recouvrement des semi-ligneux	P _{année} = 0,0203	1992	X	
		1996	X	X
	P _{placette} = 0,0000	2004		X
		2000		X

Les espèces ligneuses et les semi-ligneuses présentent une évolution similaire de leur taux de recouvrement qui augmente de 1992 à 2000 pour diminuer en 2004. Nous observons la même tendance pour le taux de recouvrement global, résultant de l'association de ces deux groupes. En revanche, pour la majorité des espèces prises individuellement, aucune différence significative de taux de recouvrement n'est mise en évidence entre ces quatre années (1992, 1996, 2000 et 2004). Seuls les recouvrements du charme et du hêtre présentent des variations significatives, mais, là encore, celles-ci ne correspondent pas à celles de l'IK (cf. Tableaux 6 et 8).

Tableau 8 : Résultats des tests des rangs signés sur échantillons appariés pour les variables taux de recouvrement du charme et du hêtre.

	Années comparées	Probabilité	Niveau de significativité	Conclusion
Charme	1992 / 1996	0,00001	$\alpha = 0,00416^b$	$R_{(cha, 1992)} < R_{(cha, 1996)}$
	1992 / 2000	$2,05 \cdot 10^{-12}$	$\alpha = 0,00416$	$R_{(cha, 1992)} < R_{(cha, 2000)}$
	1992 / 2004	0,00099	$\alpha = 0,00416$	$R_{(cha, 1992)} < R_{(cha, 2004)}$
	1996 / 2000	0,00015	$\alpha = 0,00416$	$R_{(cha, 1996)} < R_{(cha, 2000)}$
	1996 / 2004	0,99999	$\alpha = 0,00833^a$	$R_{(cha, 1996)} = R_{(cha, 2004)}$
	2000 / 2004	0,00003	$\alpha = 0,00416$	$R_{(cha, 2000)} > R_{(cha, 2004)}$
Hêtre	1992 / 1996	0,34666	$\alpha = 0,00833$	$R_{(hêt, 1992)} = R_{(hêt, 1996)}$
	1992 / 2000	$5,33 \cdot 10^{-8}$	$\alpha = 0,00416$	$R_{(hêt, 1992)} < R_{(hêt, 2000)}$
	1992 / 2004	0,00099	$\alpha = 0,00416$	$R_{(hêt, 1992)} < R_{(hêt, 2004)}$
	1996 / 2000	0,04830	$\alpha = 0,00833$	$R_{(hêt, 1996)} = R_{(hêt, 2000)}$
	1996 / 2004	0,99999	$\alpha = 0,00833$	$R_{(hêt, 1996)} = R_{(hêt, 2004)}$
	2000 / 2004	0,16273	$\alpha = 0,00833$	$R_{(hêt, 2000)} = R_{(hêt, 2004)}$

(a : $\alpha = 0,05 / 6 = 0,00833$ pour les tests bilatéraux, car $6 = C_4^2$ (cf. paragraphe I - 4) ;
 b : $\alpha = [0,05 / 6] / 2 = 0,00416$ pour les tests unilatéraux. Lorsque le test bilatéral met en évidence une différence des médianes, il est nécessaire de réaliser 2 tests unilatéraux, à droite et à gauche, afin de préciser la nature de la différence, d'où la nouvelle division du niveau de significativité par 2.)

2.2.2. La fréquence d'apparition (ou d'occurrence)

L'analyse des fréquences d'apparition ne s'est pas révélée plus fructueuse. L'hypothèse selon laquelle les fréquences d'apparition des espèces s'expliqueraient entre autres par le niveau de population de cervidés n'est pas vérifiée.

2.2.3. Le taux d'abrouissement

Les tests réalisés sur le taux d'abrouissement mettent en évidence l'influence du niveau de la population de chevreuils sur cette variable, notamment pour les ligneux et pour le groupe réunissant les ligneux et les semi-ligneux (cf. Tableau 9).

Tableau 9 : Résultats des tests des rangs signés sur échantillons appariés pour les variables taux d'abrouissement global, ligneux et semi-ligneux, et résultats du test de comparaisons multiples de Duncan sur la variable IK, pour le facteur année.

	Années comparées	Probabilité	Niveau de significativité	Conclusion	Groupes homogènes
IK					1996 X 2000 X 1992 X 2004 X
Abrouissement global	1992 / 1996	$5,17 \cdot 10^{-10}$	$\alpha = 0,00416^b$	$A_{(G, 1992)} > A_{(G, 1996)}$	
	1992 / 2000	0,13491	$\alpha = 0,00833^a$	$A_{(G, 1992)} = A_{(G, 2000)}$	1996 X
	1992 / 2004	$1,12 \cdot 10^{-12}$	$\alpha = 0,00416$	$A_{(G, 1992)} < A_{(G, 2004)}$	2000 X
	1996 / 2000	$2,97 \cdot 10^{-11}$	$\alpha = 0,00416$	$A_{(G, 1996)} < A_{(G, 2000)}$	1992 X
	1996 / 2004	0,00000	$\alpha = 0,00416$	$A_{(G, 1996)} < A_{(G, 2004)}$	2004 X
	2000 / 2004	0,00000	$\alpha = 0,00416$	$A_{(G, 2000)} < A_{(G, 2004)}$	
Abrouissement semi-ligneux	1992 / 1996	$7,66 \cdot 10^{-11}$	$\alpha = 0,00416$	$A_{(SL, 1992)} > A_{(SL, 1996)}$	
	1992 / 2000	0,22557	$\alpha = 0,00833$	$A_{(SL, 1992)} = A_{(SL, 2000)}$	1996 X
	1992 / 2004	$3,16 \cdot 10^{-11}$	$\alpha = 0,00416$	$A_{(SL, 1992)} < A_{(SL, 2004)}$	2000 X
	1996 / 2000	$2,28 \cdot 10^{-8}$	$\alpha = 0,00416$	$A_{(SL, 1996)} < A_{(SL, 2000)}$	1992 X
	1996 / 2004	0,00000	$\alpha = 0,00416$	$A_{(SL, 1996)} < A_{(SL, 2004)}$	2004 X
	2000 / 2004	$2,37 \cdot 10^{-12}$	$\alpha = 0,00416$	$A_{(SL, 2000)} < A_{(SL, 2004)}$	
Abrouissement ligneux	1992 / 1996	0,99999	$\alpha = 0,00833$	$A_{(L, 1992)} = A_{(L, 1996)}$	
	1992 / 2000	0,00002	$\alpha = 0,00416$	$A_{(L, 1992)} < A_{(L, 2000)}$	1996 X
	1992 / 2004	0,00033	$\alpha = 0,00416$	$A_{(L, 1992)} < A_{(L, 2004)}$	1992 X
	1996 / 2000	0,00001	$\alpha = 0,00416$	$A_{(L, 1996)} < A_{(L, 2000)}$	2000 X
	1996 / 2004	0,00111	$\alpha = 0,00416$	$A_{(L, 1996)} < A_{(L, 2004)}$	2004 X
	2000 / 2004	0,01065	$\alpha = 0,00833$	$A_{(L, 2000)} = A_{(L, 2004)}$	

(a : $\alpha = 0,05 / 6 = 0,00833$ pour les tests bilatéraux ; b : $\alpha = [0,05 / 6] / 2 = 0,00416$ pour les tests unilatéraux.)

En effet, les sens de variations sont identiques, le taux d'abrouissement semble s'accroître avec le niveau de la population de chevreuils (cf. Figure 6, page suivante). Afin de confirmer cette interprétation, nous avons réalisé une analyse de régression : nous avons testé l'existence d'une relation linéaire permettant d'exprimer l'IK en fonction du taux d'abrouissement global, ligneux ou semi-ligneux. Les coefficients de corrélation obtenus sont respectivement de 0,9255 ; 0,9576 et 0,8754, ils traduisent une bonne corrélation entre ces paramètres. C'est donc la variation du taux d'abrouissement des ligneux qui s'explique le

mieux par la variation de l'IK. Ainsi, pour ces trois paramètres, nous assimilons le facteur année au facteur cervidés.

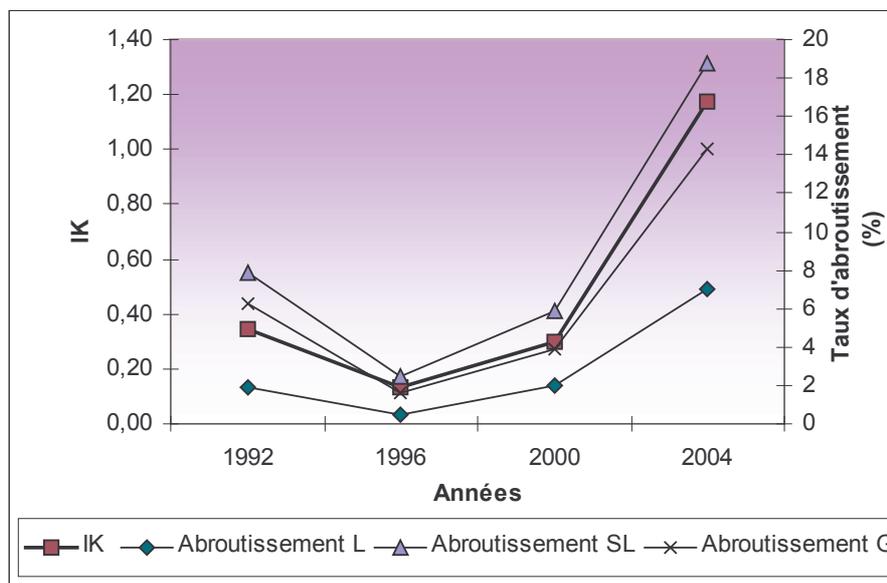


Figure 6 : Evolution de l'IK annuel et des taux d'abrouissement annuels moyens global, ligneux et semi-ligneux entre 1992 et 2004.

Parmi l'ensemble des espèces, seules trois : le charme, le chèvrefeuille et la ronce présentent une évolution de leur taux d'abrouissement avec des variations significatives entre les quatre années étudiées (cf. Tableau 9).

Tableau 10 : Groupes d'années homogènes pour l'IK et pour les taux d'abrouissement du charme, du chèvrefeuille et de la ronce.

	IK	Abrouissement Chèvrefeuille	Abrouissement Ronce	Abrouissement Charme
Groupes homogènes	1996 X	1996 X	1996 X	1996 X
	2000 X	1992 X	1992 X	1992 X
	1992 X	2000 X	2000 X	2000 X X
	2004 X	2004 X	2004 X	2004 X

Ces évolutions suivent la même tendance que celle de l'IK, tel que nous le montre la figure 7, page suivante. Les taux d'abrouissement du chèvrefeuille et de la ronce pour l'année 2004 sont significativement supérieurs à ceux des autres années, tout comme pour l'IK.

Le reste des espèces se répartissent en différents groupes, le premier réunissant les 21 espèces pour lesquelles les taux d'abrouissement de ces quatre années ne présentent pas de variation significative, le second regroupant 10 espèces présentes mais non consommées ou bien abroutie de façon très anecdotique (cf. Annexe 10).

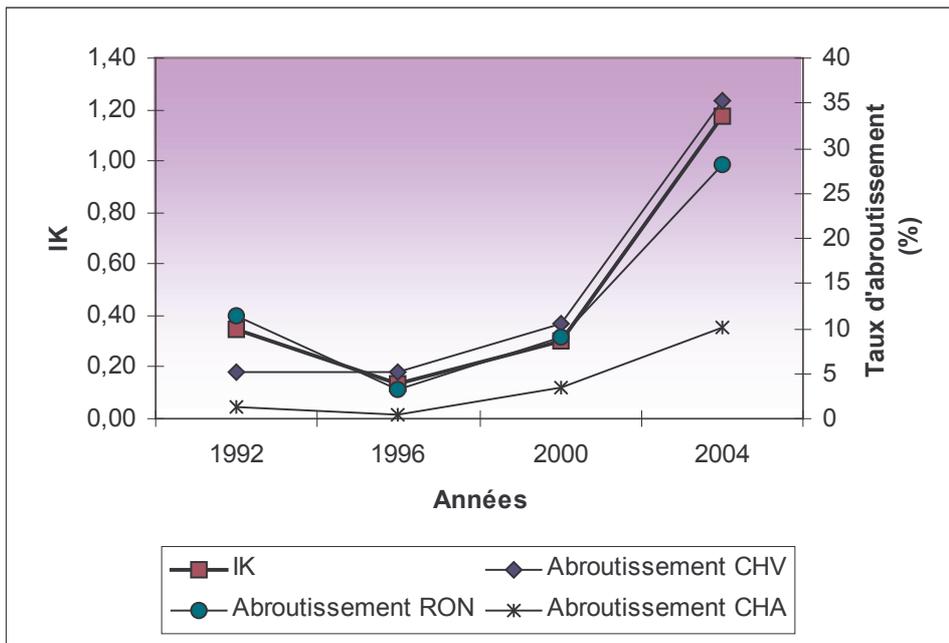


Figure 7 : Evolution de l'IK annuel et des taux d'abrouissement annuels moyens du chèvrefeuille (CHV), de la ronce (RON) et du charme (CHA) entre 1992 et 2004.

2.2.4. La fréquence d'abrouissement

De la même façon que pour les fréquences d'apparition, l'étude de la fréquence d'abrouissement des espèces présentes n'apporte pas d'éléments vérifiant l'hypothèse selon laquelle ce paramètre serait influencé par le niveau de population de chevreuils.

2.2.5. La diversité

Plusieurs indices de diversité ont été calculés : la richesse spécifique, les indices de diversité et d'équitabilité de Shannon, l'indice de diversité de Simpson et l'indice de dominance de Berger-Parker (cf. Annexe 9).

Des analyses de variance à deux facteurs (année et placette) ont été effectuées sur chacun de ces indices. Les résultats des tests réalisés sur la richesse spécifique, l'indice de Shannon et celui de Simpson sont cohérents : la diversité se révèle la plus élevée en 2000 et à l'inverse, l'année 1992 est associée à des communautés moins diversifiées (cf. Tab.10 page suivante). Aucune relation n'apparaît évidente entre la diversité végétale et l'abondance de la population de chevreuils. Les années correspondant au minimum (1996) et au maximum (2004) des niveaux d'IK se trouvent réunies au sein d'un même groupe homogène en ce qui concerne la diversité, et ce, quel que soit l'indice étudié.

La formule de l'indice de diversité de Shannon donne un poids important à la composante richesse spécifique de la diversité ; ce qui explique la cohérence des résultats obtenus lors des analyses réalisées sur ces deux paramètres, richesse spécifique et diversité de Shannon.

Les indices de Simpson et de Berger-Parker, eux, s'appuient sur la dominance. L'indice de Simpson, dont le pouvoir discriminant est plus fort, révèle une différence significative entre l'année 2000 et les autres, alors que celui de Berger-Parker ne met en évidence aucune différence de dominance significative au sein des communautés végétales, entre les quatre années.

Par ailleurs, il n'apparaît aucune différence significative entre les quatre années en ce qui concerne l'équitabilité (cf. Tableau 11).

Tableau 11 : Résultats des tests de comparaisons multiples de Duncan concernant l'effet significatif du facteur année sur les variables "indices de diversité".

Indice	Conclusion
Richesse spécifique des ligneux	Différences significatives : [1992] < [2004, 1996] < [2000]
Richesse spécifique des semi-ligneux	Différences significatives : [1992, 2004, 1996] < [2000]
Richesse spécifique globale	Différences significatives : [1992, 2004] < [2004, 1996] < [2000]
Diversité de Shannon	Différences significatives : [1992, 2004] < [2004, 1996] < [2000]
Equitabilité de Shannon	Pas de différence significative
Indice de Simpson	Différences significatives : [1992, 2004, 1996] < [2000]
Indice de Berger-Parker	Pas de différence significative

Parmi les différents paramètres étudiés, seul le taux d'abrutissement se montre, d'après nos analyses, sensible aux variations du niveau de la population de chevreuils. Quelle interprétation faire de ces résultats ? Quelles sont les limites de leur fiabilité ? Le dernier chapitre de cette deuxième grande partie tente de répondre à ces questions.

Chapitre 3 : Discussion

Il est, tout d'abord, important de rappeler que les données utilisées dans cette étude ont été collectées dans le but de réaliser un suivi de la population de chevreuils et non dans l'objectif plus ambitieux d'étudier l'influence de cette population sur la diversité végétale. C'est pourquoi, l'utilisation de ces données relativise les prétentions de l'étude.

Cela dit, la fiabilité des jeux de données est garantie par un « biais observateur » rendu négligeable. En effet, les différentes personnes ayant participé à la collecte des données appartiennent toutes au Cemagref. Elles se sont donc rigoureusement accordées sur la manière d'apprécier les taux de recouvrement, d'abrutissement et de réaliser les « parcours IK », assurant ainsi, une certaine homogénéité dans l'acte de collecte des données.

Usuellement, les taux de recouvrement et d'abrutissement observés sur le terrain sont ventilés en classes et, finalement, ne sont retenues que les valeurs centrales des classes pour la réalisation des analyses. Cette procédure implique une perte d'information du fait de l'attribution d'une même valeur à deux observations initialement différentes. Cette imprécision peut affecter les résultats des tests statistiques. Cependant, nos jeux de données ne contiennent que ces valeurs centrales, nous ne disposons donc d'aucune alternative à leur utilisation. C'est pourquoi, les analyses ont, malgré tout, porté sur ces données.

Une autre source de biais est attribuée à l'estimation de l'abondance relative d'une espèce par le rapport du recouvrement de ladite espèce sur le recouvrement global, dans les formules d'indices de diversité (cf. annexe 9). Le biais provient du fait que les échelles de recouvrement ne sont pas corrélées de façon linéaire avec l'abondance (Magurran, 1988). Cependant, le taux de recouvrement constituait le seul paramètre à notre disposition, à partir duquel, nous pouvions facilement estimer l'abondance relative.

Par ailleurs, l'évolution des caractéristiques de la végétation est étudiée en fonction du facteur année, que nous avons assimilé au facteur cervidés. Pourtant, le niveau de la population de chevreuils ne constitue pas la seule source de variation interannuelle au sein de l'écosystème forestier auquel appartiennent les communautés végétales étudiées. Ces dernières sont soumises aux variations de nombreux autres facteurs. La quantité de lumière atteignant le sol, par exemple, constitue un facteur déterminant de la dynamique de la végétation et ce facteur évolue tout au long du cycle sylvicole. L'influence de ce facteur pourrait, d'ailleurs, constituer un élément d'explication aux résultats que nous avons obtenus concernant la diversité. La tempête de 1999 a créé au sein du peuplement des trouées, au travers desquelles les rayons lumineux ont pu s'infiltrer jusqu'au sol et contribuer au développement et à la diversité de la végétation des strates inférieures. Il s'agit d'une explication plausible à nos résultats présentant les communautés végétales de l'année 2000 comme les plus diversifiées. Il est donc, important de prendre en compte les différents facteurs (biotiques* et abiotiques*) de l'écosystème forestier susceptibles d'influencer les paramètres de la végétation étudiés afin de pouvoir, ensuite, isoler l'influence des cervidés. Il serait ainsi, intéressant de compléter la présente étude en tenant compte de ces différents facteurs, ce qui n'a pas pu être réalisé ici.

Les espèces ligneuses et semi-ligneuses constituent la cible de l'abrutissement des chevreuils jusqu'à une hauteur de 1,20 m. Toutefois, il serait intéressant d'élargir l'étude de la végétation d'une part, aux espèces herbacées, aux mousses et aux lichens et, d'autre part, aux espèces composant la strate supérieure car l'abrutissement peut avoir des conséquences indirectes sur ces espèces non consommées. En effet, les différentes strates* de la végétation forestière sont en interaction ainsi, l'influence directe d'un facteur sur l'une d'entre elles peut

se répercuter indirectement sur les autres (cf. l'exemple cité plus haut : la physionomie de la canopée* détermine la quantité de lumière la traversant, et conditionne ainsi la dynamique de la végétation du sous-étage).

Dans cette étude, nous avons cherché à mettre en évidence les réponses de la végétation à l'influence des chevreuils. Cependant, la méthode utilisée ici ne permet de révéler que des réponses de type linéaire, c'est-à-dire une relation de proportionnalité entre l'IK et les caractéristiques étudiées. Les résultats obtenus permettent donc, de conclure que le niveau de la population de chevreuils est lié au taux d'abrouissement des ligneux et des semi-ligneux par une fonction linéaire. Concernant les autres caractéristiques étudiées, les analyses n'ont pas mis en évidence une telle relation, mais, cela n'autorise pas conclure à l'absence totale de relation. La réponse de la végétation aux variations d'abondance de la population de chevreuils ne prend peut-être pas nécessairement la forme d'une relation linéaire.

De plus, nous avons tenté d'expliquer les caractéristiques de la végétation de l'année n par le niveau de la population de chevreuils de la même année. Or, si cela semble logique pour une variable telle que le taux d'abrouissement, cela l'est peut-être moins pour le recouvrement ou la diversité. En effet, pour ces deux dernières caractéristiques, il est fort possible que le délai de réponse de la végétation soit plus long. Il serait donc intéressant de chercher à expliquer le recouvrement ou la diversité de l'année n par le niveau de population de chevreuils de l'année $n-1$ ou $n-2$ (voir plus). L'hypothèse d'une réponse linéaire avec un certain délai n'a pas pu être testée car les jeux de données sont incomplets.

Malgré les imprécisions et les biais susceptibles d'avoir affecté les résultats de nos analyses, ces derniers se révèlent en cohérence avec les résultats obtenus dans d'autres travaux. En effet, d'après l'étude de Tilghman (1989) des paramètres tels que le recouvrement et la diversité spécifique ne se trouvent modifiés sous l'influence des cervidés que lorsque la population de ces derniers atteint une forte densité. En deçà d'une telle densité (dont la valeur varie d'un site à l'autre), l'évolution observée de ces paramètres s'expliquent principalement par le traitement forestier réalisé sur le peuplement et non par le niveau de population des cervidés (Kraft, 2004). Pour des populations moins abondantes et sur le court terme, l'influence sur la végétation s'observe au niveau d'autres variables tels que la hauteur moyenne des plants, les taux de floraison et de fructification, le nombre de feuilles... Ces paramètres sont beaucoup plus sensibles que ceux que nous avons étudiés à l'évolution de la population de cervidés. En forêt de Montargis, la population de chevreuils n'a peut-être pas atteint un niveau suffisamment élevé pour que la végétation soit affectée de manière significative en terme de recouvrement et de diversité. Dans son document de révision d'aménagement, l'ONF inscrivait en 1996 que le suivi de la population de chevreuils permettait de penser que la densité actuelle était inférieure à la capacité d'accueil du territoire. Aucun signe de déséquilibre de la relation forêt-cervidés n'était relevé. Il est également possible de penser que la période d'étude est trop courte pour la mise en évidence d'une influence des chevreuils sur les paramètres étudiés (autres que le taux d'abrouissement), notamment si l'on considère un éventuel délai de réponse de la végétation. En effet, l'influence des cervidés sur le taux de fructification peut, à terme, affecter le taux de recouvrement de l'espèce considérée, voire, à plus long terme encore, sa fréquence d'apparition.

Conclusion

L'indice kilométrique permettant le suivi de la population de chevreuils qu'accueille la forêt de Montargis présente une évolution traduisant une augmentation significative de l'abondance de cette population. Le taux d'abroustissement de la végétation ligneuse et semi-ligneuse suit la même tendance que l'IK, il croît avec l'importance de la population animale. En revanche, le taux de recouvrement et la diversité spécifique ne se révèlent pas sensibles à l'évolution de cette population.

Les données disponibles n'ayant pas été collectées dans un objectif d'étude de l'influence des chevreuils sur ces paramètres de la végétation, elles ne s'avèrent pas toujours adaptées à nos analyses, ce qui entraîne des restrictions. De ce fait, l'étude présente certaines limites. Il est nécessaire de tenir compte de l'effet sur la végétation d'autres facteurs, notamment le traitement forestier et de s'intéresser à l'ensemble des strates végétales. Il serait également intéressant que la méthode d'analyse permette la mise en évidence de relation non linéaire, et la prise en compte d'un éventuel délai de réponse. Enfin, s'intéresser à d'autres caractéristiques de la végétation, plus sensibles au niveau de population de cervidés permettrait peut-être un suivi plus fin de l'état de la relation faune-flore considérée ici. Ainsi, un déséquilibre pourrait être décelé plus tôt et les actions de gestion favorisant un rétablissement de l'équilibre faune-flore engagées rapidement, avant même que des modifications profondes de la composition des communautés ne soient constatées.

Les travaux de recherche s'intéressant à l'influence des cervidés sur la végétation doivent être poursuivis afin de compléter les connaissances et améliorer la compréhension des mécanismes de cette relation forêt-cervidés, pour le moins complexe et fournir ainsi, les éléments indispensables à la prise de décisions pertinentes pour la gestion de cette faune sauvage.

Bibliographie

Ahlène, I., (1975). Winter habitats of moose and deer in relation to land use Scandinavia. *Viltrevy*, **9** (3), 45-192. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing deer in British woodland. *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Albon, S.D., Guinness, F.E. and Clutton-Brock, T.H. 1983 The influence of climatic variation on the birth weights of red deer (*Cervus elaphus*). **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Aldous, S.E. (1944). A deer browse survey method. *J. Mammal.*, **25**, 130-136. **Cité dans** Ballon, P. (1999). Indicateurs de la relation population-environnement pour le suivi des populations de chevreuils en milieu forestier de plaine. *Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*, **244**, 22-29.

Allen, R.B., Payton, I.J., Knowlton, J.E. (1984). Effects of ungulates on structure and species composition in the Urewera forests as shown by exclosures. *New Zealand Journal of Ecology*, **7**, 119-130.

Alverson, W.S., Waller, D.M. (1997). Deer population and the widespread failure of hemlock regeneration in northern forests. McShea, W.J., Underwood, H.B., Rappole, J.H. (eds) *The science of deer overabundance-Deer ecology and population management*. Smithsonian Institution Press, Washington. 280-297.

Alverson, W.S., Waller, D.M., Solheim, S.L., (1988). Forest too deer : edge effects in northern Wisconsin. **Cité dans** Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Ammer, C. (1996). Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*. **88**, 43-53.

Augustine, D.J., Decalesta, D. (2003). Defining deer overabundance and threats to forest communities : From individual plants to landscape structure. *Ecoscience*. **10** (4), 472-486.

Augustine, D.J., McNaughton, S.J. (1998). Ungulate effects on the functional species composition of plant communities : herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management*. **62**, 1165-1183.

Ballon, P. (1999). Indicateurs de la relation population-environnement pour le suivi des populations de chevreuils en milieu forestier de plaine. *Le bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*. **244**, 22-29.

Beals, E.W., Cottam, G., Vogl, R.J., (1960). Influence of deer on vegetation of the Apostle islands. **Cité dans** Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Bergquist, J., Örlander, G., Nilsson, U. (1999). Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *Forest Ecology and Management*. **115**, 171-182.

Bobek B., Perzanowsky, K., Siwanowicz, J., Zielinski, J. (1979). Deer pressure on forage in a deciduous forest. *Oikos*, **32**, 373-380. **Cité dans** Gill, R.M.A. (1992). A review of

damage by mammals in north temperate forests : 3. Impact on trees and forests. *Forestry*, **65** (4), 363-388.

Bonham, C.D. (1989). Measurements for terrestrial vegetation. John Wiley & Sons, New-York, N.Y., 338 p. **Cité dans** Higgins, K.F., Oldemeyer, J.L., Jenkins, K.J., Clambey, G.K., Harlow, R.F. (1996). Vegetation sampling and measurement. Theodore A. Bookhout (eds) *Research and management techniques for wildlife and habitats*. 5th edition, The Wildlife Society. 567-591.

Boscardin, Y. (1999). Les méthodes de dénombrement des populations de chevreuils. *Le bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*. **244**, 17-21.

Bowersox, T.W., Storm, G.L., Tzilkowski, W.M. (1995). Canopy openings and white-tailed deer influence the understory vegetation in mixed oak woodlots. *10th Central Hardwood Forest Conference*, eds Gottschalk K.W., Fosbroke S.L.C., 206-213.

Cain, S.A., Castro, G.M. de O. (1959). Manual of vegetation analysis. Harper and Brothers Publ., New-York, N.Y. 325 p. **Cité dans** Higgins, K.F., Oldemeyer, J.L., Jenkins, K.J., Clambey, G.K., Harlow, R.F. (1996). Vegetation sampling and measurement.

Castleberry, S.B., Ford, W.M., Miller, K.V., Smith, W.P. (2000). Influences of herbivory and canopy opening size on forest regeneration in the southern bottomland hardwood forest. *Forest Ecology and Management*. **131**, 57-64.

Cemagref (2004). A Nogent, le Cemagref sur les écosystèmes forestiers. *Spot*. **143**, 5-8.

Chevalier, R. (2003). Sylviculture du chêne et biodiversité végétale spécifique. Etude d'une forêt en conversion vers la futaie régulière : la forêt domaniale de Montargis (45). 143 p.

Chevalier, R., Dumas, Y. et Gilbert, J.M. (1996) - *Typologie des stations forestières de la forêt domaniale de Montargis*. Rapport d'étude. 25 p.

Cooke A.S., Farrell, L. (2001). Impact of Muntjac deer (*Muntiacu reevesi*) at Monk's wood nature reserve, Cambridgeshire, eastern England. *Forestry*. **74**, 241-250.

Coughenour, M.B. (1985). Graminoids responses to grazing by large herbivores : adaptations, exaptations and interacting processes. *Ann. MO Bot. Gard.* **72**, 852-863. **Cité dans** Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Curtis, J.T. (1959). The vegetation of Wisconsin. Univ. Wisconsin Press, Madison, 657 p. **Cité dans** Higgins, K.F., Oldemeyer, J.L., Jenkins, K.J., Clambey, G.K., Harlow, R.F. (1996). Vegetation sampling and measurement.

Decalesta, D.S. (1997). Deer and ecosystem management. McShea, W.J., Underwood, H.B., Rappole, J.H. (eds) *The science of deer overabundance-Deer ecology and population management*. Smithsonian Institution Press, Washington. 267-279.

Delalande, L., Saintoyant, B. (2003). Impact du chevreuil sur la flore forestière – Suivi des populations de cette espèce en terme d'abondance. 22 p.

Feber, R.E., Brereton, T.M., Warren, M.S. and Oates, M. (2001). The impacts of deer in woodland butterflies : the good, the bad and the complex. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Flowerdew, J.R. and Ellwood, S.A. (2001). Impacts of woodland deer on small mammal ecology. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Freligh, L.E., Lorimer, C.G. (1985). Current and predicted long-term effects of deer browsing in hemlock forests in Michigan, USA. *Biological Conservation*, **34**, 99-120.

Fuller, R.J. (2001). Responses of woodland birds to increasing numbers of deer : a review of evidence and mechanisms. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Gasaway, W.L., Stephenson, R.O., Davis, J.L., Sheppard, P.E.K., and Burris, O.E. (1983). Interrelationships of wolves, prey and man in Interior Alaska. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Gill, R.M.A (1990). Monitoring the Status of European and North America Cervids. GEMS Information Series 8. Global Environment Monitoring System, United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Gill, R.M.A. (1992). A review of damage by mammals in north temperate forests : 3. Impact on trees and forests. *Forestry*, **65** (4), 363-388.

Gill, R.M.A. (2000). The impact of deer on woodland biodiversity. Information note. Forestry Commission. Edinburgh. 5 p.

Gill, R.M.A., Beardall, V. (2001). The impact of deer on woodlands : the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry*, **74** (3), 209-218.

Gosselin, M., Archaux, F., Chevalier, R., Lejean, Y. (2004). Outils de mesure de la diversité floristique en chênaie pour un suivi dans le temps à l'échelle du massif forestier. Cemagref, Nogent-sur-Vernisson, 180 p.

Graham, S.A., (1964). Changes in Northern Michigan forests from browsing by deer. **Cité dans** Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Guibert, B. (1997). Une nouvelle approche des populations de chevreuils en forêt – L'indice de pression sur la flore. *Bulletin technique ONF*. **32**, 5-13. **Cité dans** Ballon, P. (1999). Indicateurs de la relation population-environnement pour le suivi des populations de chevreuils en milieu forestier de plaine. *Le bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*. **244**, 22-29.

Hart, J.F. (1968). Loss and abandonment of cleared farm land in the eastern United States. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Healy, W.M. (1997). Influence of deer on the structure and composition of oak forests in central Massachusetts. McShea, W.J., Underwood, H.B., Rappole, J.H. (eds) *The science of deer overabundance-Deer ecology and population management*. Smithsonian Institution Press, Washington. 249-266.

Higgins, K.F., Oldemeyer, J.L., Jenkins, K.J., Clambey, G.K., Harlow, R.F. (1996). Vegetation sampling and measurement. Theodore A. Bookhout (eds) *Research and management techniques for wildlife and habitats*. 5th edition, The Wildlife Society. 567-591.

Homolka, M., Heroldová, M. (2003). Impact of large herbivores on mountain forests stands in the Beskydy Mountains. *Forest Ecology and Management*. **181**, 119-129.

Horsley, S.B., Stout, S.L., DeCalesta, D.S. (2003). White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecological Applications*, **13** (1), 98-118.

Husheer, S.W., Coomes, D.A., Robertson, A.W. (2003). Long-term influences of introduced deer on the composition and structure of New Zealand *Nothofagus* forests. *Forest Ecology and Management*, **181**, 99-117.

Irwin, L.L., Peek, J.M. (1979). Shrub production and biomass trends following five logging treatments within the cedar-hemlock zone of northern Idaho. *For. Sci.*, **25**, 415-426. **Cité dans** Higgins, K.F., Oldemeyer, J.L., Jenkins, K.J., Clambey, G.K., Harlow, R.F. (1996). Vegetation sampling and measurement.

Kempton, R.A. (1979). Structure of species abundance and measurement of diversity. *Biometrics*, **35**, 307-322. **Cité dans** Magurran, A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, 179 p.

Kempton, R.A., Taylor, L.R. (1976). Models and statistics for species diversity. *Nature*, **262**, 818-820. **Cité dans** Rooney, T.P., Dress, W.J. (1997b). Patterns of plant diversity in overbrowsed primary and mature secondary hemlock-northern hardwood forest stands. *Journal of the Torrey Botanical Society*, **124** (1), 43-51.

Kienast, F., Fritschi, J., Bisseger, M., Abderhalden, W. (1999). Modeling successional patterns of high-elevation forests under changing herbivore pressure – responses at the landscape level. *Forest Ecology and Management*. **120**, 35-46.

Kirby, K.J., (2001). The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry*, **74** (3), 219-229.

Kraft, L.S., Crow, T.R., Buckley, D.S., Nauertz, E.A., Zasada, J.C. (2004). Effects of harvesting and deer browsing on attributes of understory plants in northern hardwood forests, Upper Michigan, USA. *Forest Ecology and Management*, article sous presse.

Lamb, H.H. (1982). Climate, history and the modern world. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Larousse, (2004). Le petit Larousse grand format. Edition Larousse, 1885p.

Lawton, J.H. (1999). Are there general laws in ecology ? *Oikos*. **84**, 177-192. **Cité dans** Weisberg, P.J., Bugmann, H. (2003). Forest dynamics and ungulate herbivory : from leaf to landscape. *Forest Ecology and Management*. Article sous presse.

Locke, G.M.L. (1987). Census of woodlands and trees. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Lyon, J., Sharpe, W.E. (1995). Impacts of electric deer exclusion fencing and soils on plant species abundance, richness and diversity following clearcutting in Pennsylvania. *10th Central Hardwood Forest Conference*, eds Gottschalk K.W., Fosbroke S.L.C., 47-59.

MacArthur, R.H. (1965). Patterns of species diversity. *Biol. Rev.*, **40**, 510-533. **Cité dans** Magurran, A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, 179 p.

McCabe, R.E. and McCabe, T.R. (1984). Of slings and arrows : an historical retrospection. In *The White-tailed Deer, Ecology and Management*. Halls, L.K. (ed). Stackpole Books, Harrisburg, PA. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

McShea, W.J., Rappole, J.H. (1992). White-tailed deer as keystone species within forested habitats in Virginia. **Cité dans** Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Magurran, A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, 179 p.

Maillard, D., Gaultier, P., Boisaubert, B. (1999). Revue de l'utilisation des différentes méthodes de suivi des populations de chevreuils en France. *Le bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*. **244**, 30-37.

May, R.M. (1975). Patterns of species abundance. **Cité dans** *Ecology and evolution of communities* (eds M.L. Cody et J.M. Diamond), Harvard University Press, Cambridge, MA, 81-120. **Cité dans** Magurran, A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, 179 p. **et dans** Southwood, T.R.E., Henderson, P.A. (2000). Ecological methods. Blackwell Science, 3^{ème} édition, 575 p.

Mayle, B.A., Peace, A.J., Gill, R.M.A. (1999). How many deer ? A field guide to estimating deer population size. The Forestry Commission, 96 p.

Michelin (2003). Carte routière et touristique Centre – 518 Régional France, 300000^{ème}, Michelin Edition des Voyages.

Morellet, N. (1998). Des outils biométriques appliqués au suivi des populations animales : l'exemple des cervidés – Vers un indice de consommation de la flore lignifiée. Thèse, Université Claude Bernard, Lyon I, 201 p. **Cité dans** Ballon, P. (1999). Indicateurs de la relation population-environnement pour le suivi des populations de chevreuils en milieu forestier de plaine. *Le bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*. **244**, 22-29.

Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, Nex-York, N.Y., 547 p. **Cité dans** Higgins, K.F., Oldemeyer, J.L., Jenkins, K.J., Clambey, G.K., Harlow, R.F. (1996). Vegetation sampling and measurement.

Nelson, M.E. and Mech, D.L. (1986). Mortality of white-tailed deer in Northeastern Minnesota. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Normant P., Ballon, P., Klein, F. (2002). A propos de l'équilibre sylvo-cynégétique et des moyens de l'obtenir. Cemagref, groupement de Nogent-sur-Vernisson. 6p.

Nomiya H., Suzuki, W., Kanazashi, T., Shibata, M., Tanaka, H., Nakashizuka, T. (2002). The response of forest floor vegetation and tree regeneration to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. *Plant Ecology*, **164**, 263-276.

ONC (1990). Méthodes de recensement des populations de cerfs. Bulletin mensuel, (*Notes techniques*) **62** (2^{ème} édition), 13-20.

ONC, (1991). Méthodes de suivi des populations de chevreuils en forêt de plaine : exemple : l'indice kilométrique (I.K.). *Bulletin mensuel de l'ONC, (Notes techniques)*, **157**, 4 p.

ONF (1996). Révision d'Aménagement, Forêt domaniale de Montargis (4090,42 ha), Département du Loiret, 1996-2015, Plan d'aménagement. ONF, 120 p.

Paine, R.T. (2000). Phycology of the mammalogist : marine rocky shores and mammal-dominated communities : how different are the structuring processes. **Cité dans** Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Putman, R.J., Edwards, P.J., Mann, J.E.E., Howe, R.C., Hill, S.D. (1989). Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biological Conservation*. **47**, 13-32. **Cité dans** Gill, R.M.A. (2000). The impact of deer on woodland biodiversity. Information note. Forestry Commission. Edinburgh. 5 p.

Ramade, F. (1993). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ediscience international, Paris, 822p

Risenhoover, K.L., Maass, S.A. (1987). The influence of moose on the composition and structure of sle Royale forests. *Can. J. For. Res.*, **17**, 357-364.

Rooney, T.P. (2001). Deer impacts of forest ecosystems : a North American perspective. **Cité dans** Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Rooney, T.P., Dress, W.J. (1997a). Species loss over sixty-six years in the ground layer vegetation of Heart's Content, an old forest in Pennsylvania, USA. *Natural Areas Journal*, **17** (4), 297-305.

Rooney, T.P., Dress, W.J. (1997b). Patterns of plant diversity in overbrowsed primary and mature secondary hemlock-northern hardwood forest stands. *Journal of the Torrey Botanical Society*, **124** (1), 43-51.

Rooney, T.P., Solheim, S.L., Waller, D.M. (2002). Factors influencing the regeneration of northern white cedar in lowland forests of the upper Great Lakes region, USA. *Forest Ecology and Management*. **163**, 119-130. **Cité dans** Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Sage, R.B., Hollins, K., Gregory, C.L., Woodburn, M.I.A., Carroll, J.P. (2004). Impact of roe deer *Capreolus capreolus* browsing on understorey vegetation in small farm woodlands. *Wildlife Biology*. **10** (2), 115-120.

Scherrer, B. 1984. Biostatistiques. Gaëtan Morin Editeur, 820 p.

Schmitz, O.J., Sinclair, A.R.E. (1997). Rethinking the role of deer in forest ecosystem dynamics. McShea, W.J., Underwood, H.B., Rappole, J.H. (eds) *The science of deer overabundance-Deer ecology and population management*. Smithsonian Institution Press, Washington. 201-223.

Seagle, S.W., Liang, S.Y. (2001). Application of a forest gap model for prediction of browsing effects on riparian forest succession. *Ecological modelling*. **144**, 213-229.

Southwood, T.R.E., Henderson, P.A. (2000). *Ecological methods*. Blackwell Science, 3^{ème} édition, 575 p.

Stromayer, K.A.K., Warren, R.J. (1997). Are overabundant deer herds in the eastern United States creating alternate stable states in forest plant communities? *The Wildlife Society Bulletin*, **25**, 227-234. Cité dans Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Stubbe, C. and Passarge, H. (1979). *Roe Deer*. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin. Cité dans Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Surber, E., Amiet, R. and Kobert, H. (1975). The problem of abandoned land in Switzerland. Cité dans Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Sugihara, G. (1980). Minimal community structure : an explanation of species abundance patterns. *Amer. Nat.*, **116**, 770-787. Cité dans Magurran, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, 179 p.

Suominen, O., Danell, K., Bergström, R. (1999). Moose, trees, and ground-living invertebrates : indirect interactions in Swedish pine forests. *Oikos*, **84** (2), 215-226.

Syroechlovsky, E.E. and Rogacheva, E.V. (1974). Moose of the Asiatic part of the U.S.S.R. Cité dans Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Taylor, L.R. (1978). Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities. Cité dans *Diversity of insect faunas : 9th symposium of the Royal Entomological Society* (eds L.A. Mound et N. Warloff), Blackwell, Oxford, 1-18. Cité dans Magurran, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, 179 p.

Taylor, L.R., Kempton, L.R., Woiwod, I.P. (1976). Diversity statistics and the log-series model. *J. Anim. Ecol.*, **45**, 255-271. Cité dans Magurran, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, 179 p.

Tilghman, N.G. (1989). Impacts of white-tailed deer on forest regeneration in Northwestern Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management*, **53** (3), 524-532.

Trumbull, V.L., Zielinski, E.J., Aharrah, E.C. (1989). The impact of deer browsing on the Allegheny forest type. *Northern Journal of Applied Forestry*, **6** (4), 162-165.

Van Laere, G., Maillard, D., Boutin, J.M., Delorme, D. (1999). Le suivi des populations de chevreuils : des méthodes traditionnelles d'estimation aux indicateurs population-environnement. Actes du colloque « Suivi des populations de chevreuils », 26-27 novembre 1998, Lyon. *Bulletin mensuel ONC*, **244**, 46-53.

Waller, D.M., Alverson, W.S. (1997). The white-tailed deer : a keystone herbivore. Cité dans Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Waller, D.M., Alverson, W.S., Solheim, S. (1996). Local and regional factors influencing the regeneration of eastern hemlock. Cité dans Rooney, T.P., Waller, D.M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **181**, 165-176.

Wardle D.A., Barker, G.M., Yeates, G.W., Bonner, K.I., Ghani, A. (2001). Introduced browsing mammals in New Zealand natural forests : aboveground and belowground consequences; *Ecological Monographs*, **71** (4), 587-614.

Watkinson, A.R., Riding, A.E., Cowie, N.R. (2001). A community and population perspective of the possible role of grazing in determining the ground flora of ancient woodlands. *Forestry*, **74** (3), 231-239.

Weisberg, P.J., Bugmann, H. (2003). Forest dynamics and ungulate herbivory : from leaf to landscape. *Forest Ecology and Management*. Article sous presse.

Whittaker, R.H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, **21**, 213-251. **Cité dans** Magurran, A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, 179 p.

Williams, M. (1989). Americans and their forests. **Cité dans** Fuller, R.J. and Gill, R.M.A. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland, *Forestry*, **74** (3), 193-199.

Site Internet

Site du Cemagref : <http://www.cemagref.fr/Informations/Presentation/>, consulté le 02/09/2004.

Glossaire

Abiotique : Qualifie, dans un milieu naturel, les facteurs écologiques qui ne dépendent pas des organismes vivants ; les facteurs de nature physique ou dynamique et d'ordre climatique, hydrologique ou édaphique. (4)

Abondance relative (proportional abundance) : Importance relative d'une espèce dans une communauté. Elle se mesure à partir de descripteurs quantitatifs : dénombrement d'individus, biomasse totale, pourcentage de recouvrement ou encore, fréquence d'occurrence. (12)

Abrouissement (browsing/grazing) : Dégât de type alimentaire, il correspond au prélèvement des tiges, pousses, feuilles, aiguilles, bourgeons ou fleurs sur les espèces constitutives du couvert herbacé ou muscinal (grazing) et/ou de la strate arbustive (browsing). (5)

Analyse multivariée (multivariate analysis) : Méthode d'analyse de données prenant en compte simultanément plusieurs variables, par opposition aux méthodes à une (histogramme) ou deux variables (corrélation). Les plus utilisées sont la classification automatique et les méthodes d'ordination (analyse en composantes principales, analyse factorielle des correspondances). (3)

Biocénose (biocoenosis, biocoenose) : Ensemble des êtres vivants (animaux, végétaux et micro-organismes) présents dans un écosystème. (3)

Biodiversité (biodiversity) : voir diversité biologique.

Biotique : Qualifie, dans un milieu naturel, les facteurs écologiques liés à l'activité ou au métabolisme d'êtres vivants. (4)

Canopée : Ensemble formé par les houppiers (le plus souvent dans le cas d'un couvert fermé). (3)

Cervidés (deer) : Famille du règne animal des Vertébrés, de la classe des Mammifères, de l'ordre des Ongulés et du sous-ordre des Artiodactyles. Cette famille est composée d'une cinquantaine d'espèces. En France, les Cervidés sont principalement représentés par le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) et le chevreuil (*Capreolus capreolus*). (9)

Chaille : Caillou ovoïde de couleur brune résultant d'une concentration siliceuse dans des calcaires marins. Les chailles se distinguent des silex par leur cassure mate non translucide, l'absence de patine périphérique et leur aspect souvent poreux ou caverneux. (3)

Communauté (community) : Groupe d'organismes en interaction dans un espace donné. (10)

Ensemble de populations d'individus appartenant à différentes espèces d'un même groupe taxonomique dans un même écosystème et présentant entre elles des interactions souvent complexes. (4)

Coupe rase (clearcut) : Coupe de la totalité des arbres d'un peuplement. (3)

Dégât (damage) : Atteinte économique au rendement du peuplement forestier ou à la culture forestière. Ce terme est employé lorsque les herbivores entrent en concurrence avec les sylviculteurs. (1)

Densité biologiquement optimale : Densité pour laquelle la population prospère le mieux et, est biologiquement supportable, c'est-à-dire en équilibre avec son environnement. (7)

Densité économiquement supportable : Elle correspond à un niveau de population en deçà duquel les animaux, par leurs activités, ne remettent pas en cause les objectifs dévolus à la forêt, en particulier en terme de rendement sylvicole. (11)

Diagramme rang-fréquence (relative abundance value curve, rank abundance plot) : Graphique représentant la distribution d'abondance des espèces constituant une communauté. Il présente en ordonnée, la fréquence relative ou l'abondance relative de chaque espèce et, en abscisse, son rang dans le classement par ordre d'abondance décroissante. Comme la fréquence ou abondance décroît rapidement avec le rang des espèces, on a recours à une échelle logarithmique afin de pouvoir faire figurer les espèces rares. (12)

Disponibilités alimentaires (food availability) : Quantité de végétation disponible pour les cervidés. (2)

Diversité biologique (biological diversity) : Variété des espèces vivantes qui peuplent la biosphère. Elle se mesure par le nombre total d'espèces vivantes que renferme l'ensemble des écosystèmes terrestres et aquatiques se rencontrant actuellement sur la planète. Cette notion peut se décliner à des échelles plus fines ; par exemple, un écosystème particulier. (12)

Diversité spécifique (species diversity) : Variétés des espèces composant une communauté, variété numérique (cf. richesse et abondance relative) et variété qualitative (nature de ces espèces, composition). (6, 10)

Echantillonnage (sampling) : Choix d'un échantillon, c'est-à-dire une partie d'une population d'unités statistiques. (3)

La procédure doit être établie de sorte que les prélèvements conduisent à un maximum de représentativité statistique et à éviter tout biais d'expérimentation, afin que les résultats obtenus puissent conduire à des conclusions significatives. (12)

Echantillonnage aléatoire (random sampling) : Echantillonnage où chaque unité statistique de la population a la même probabilité d'être tirée dans l'échantillon. (3)

Echantillonnage stratifié (stratified sampling) : Echantillonnage où la population est découpée préalablement en sous-ensembles appelés strates, et où les unités statistiques font, dans chacune de ces strates, l'objet d'un échantillonnage aléatoire indépendant des autres strates. (3)

Echantillonnage systématique (systematic sampling) : Echantillonnage où la population est repérée grâce à une grille ou des lignes parallèles, et où les points échantillons sont, par exemple, les intersections des lignes, ou des points choisis à distance régulière sur les lignes. (3)

Eclaircie (thinning) : Réduction de la densité d'un peuplement non arrivé à maturité en vue d'améliorer la croissance et la forme des arbres restants. (3)

Ecorçage (bark stripping) : Dégât de type alimentaire, prélèvement de l'écorce par les grands animaux. Il intervient notamment en hiver et au moment du débourrement. (1)

Ecosystème (ecosystem) : Unité écologique fonctionnelle douée d'une certaine stabilité, constituée par un ensemble d'organismes vivants (biocénose) exploitant un milieu naturel déterminé (biotope). Cette notion intègre également les interactions des espèces entre elles et avec leur milieu de vie. (4)

Espèce (species) : Unité taxonomique fondamentale dans la classification du monde vivant. (12)

Espèce clef (keystone species) : A l'intérieur des écosystèmes, existent des espèces qui, sans être nécessairement les plus abondantes ou les plus spectaculaires par leur taille, jouent un

rôle essentiel car elles assurent la structuration de la communauté et même conditionnent la richesse spécifique de cette dernière. (12)

Équitabilité (evenness, equitability) : Composante de la diversité caractérisant la manière dont se répartissent les individus entre les différentes espèces présentes au sein d'une communauté. L'équitabilité est d'autant plus élevée que les espèces sont représentées par des nombres d'individus similaires. (10)

Exclos (exclosure) : Placette clôturée interdisant ainsi aux cervidés l'accès à la végétation et généralement, associée à une placette témoin non enclose.

Frottis (fraying) : Dégât de type comportemental, résultat du frottement des bois contre l'écorce des arbres au moment du marquage du territoire ou de la chute du velours. Ainsi, il n'est pas forcément lié à la densité de la population de cervidés présente sur le milieu mais plutôt à des phénomènes de territorialisation ou de lutte hiérarchique entre individus. En France, il est principalement dû aux chevreuils et accessoirement aux cerfs et aux chamois. (1, 5)

Futaie régulière : Peuplement de futaie (peuplement forestier composé d'arbres issus de semis ou de plants) auquel est appliqué un traitement régulier. De ce fait, il est constitué d'arbres de dimensions (diamètre, hauteur) voisines et dont l'âge est sensiblement le même (peuplement équienne). Au cours de sa vie, il passe par divers stades : semis, fourré, gaulis, perchis et futaie.

Structure forestière d'un tel peuplement.

Méthode d'aménagement appliquée à une forêt de façon à obtenir sur l'ensemble de ses parcelles une suite de peuplements de futaie régulièrement gradués en âge et dimensions. (3)

Indicateur population-environnement : Indicateur mesuré sur un animal ou un végétal, simple et aisé à mesurer, dont l'évolution est dépendante de celle du système « individu-population-environnement ». (14)

Layon : Chemin rectiligne étroit tracé dans une forêt pour séparer les coupes. (3)

Ligneux (woody) : Qui a la nature et/ou la consistance du bois. Les végétaux ligneux (et semi-ligneux) sont les arbres, arbustes, arbrisseaux ainsi que certaines lianes. (3)

Mésacidiphile : Qualifie une espèce végétale qui croît sur un sol relativement acide (pH compris entre 4 et 6,5). (4)

Modèles de distribution d'abondance (species abundance models) : Un modèle représente une distribution caractéristique de l'abondance des espèces constituant une communauté. Chaque modèle présente ainsi, une courbe particulière sur un graphique rang-fréquence. L'utilisation des modèles permet de proposer des interprétations écologiques sur les relations interspécifiques.

Modèle log-linéaire ou distribution de Motomura (the geometric series) : Ce modèle repose sur le principe que, dans une communauté, chaque espèce s'approprie une fraction k constante de l'habitat. Ainsi, l'espèce dominante s'attribue une portion k de l'habitat, la suivante la proportion k de l'habitat restant libre, etc. Ce modèle est également appelé « hypothèse de pré-emption de la niche » (niche pre-emption hypothesis). La communauté se compose d'une ou de quelques espèces dominantes, utilisant la majorité de l'habitat et d'un nombre plus important d'espèces rares. Les données de terrain montrent que ce type de distribution se rencontre dans des milieux très contraignants (en phase de colonisation ou lors d'une perturbation de l'écosystème).

La diagramme rang-fréquence est linéaire et la pente est d'autant plus grande que la richesse spécifique (s) est faible. L'abondance des espèces classées par abondance décroissante s'écrit mathématiquement : $n_i = N C k (1-k)^{i-1}$

Où, n_i = nombre d'individus de l'espèce i ; N = nombre total d'individus ; $C_k = [1-(1-k)^s]^{-1} =$ constante qui garantit que $\sum n_i = N$. (10, 13)

Modèle logarithmique (the log series) : Pour beaucoup de chercheurs, ce modèle est très proche du précédent. Si la distribution log-linéaire décrit ce qui se passe lorsque des espèces arrivent successivement, à intervalle de temps réguliers dans un espace non saturé, chacune s'attribuant une fraction k constante de l'habitat libre, la distribution logarithmique, elle, décrit une situation similaire à la différence près que l'arrivée des espèces se ferait à intervalles non réguliers. Là encore, la communauté décrite par ce modèle est constituée par un petit nombre d'espèces dominante et une majorité d'espèces rares.

La série logarithmique s'écrit : $\alpha x, \alpha x^2 / 2, \alpha x^3 / 3, \alpha x^4 / 4, \dots, \alpha x^n / n$ où, αx est le nombre théorique d'espèces représentées par 1 individu, $\alpha x^2 / 2$: le nombre d'espèces représentées par 2 individus, et ainsi de suite.

α est un indice de diversité. Avec S et N connus, la valeur d' α peut se lire sur le nomographe de William (1964).

La courbe s'apparente à une droite sur le diagramme rang-fréquence. (10)

Modèle log-normal ou distribution de Preston (log normal distribution) : D'après Sugihara, 1980), la plupart des communautés étudiées par des écologues présentent une distribution log-normale. Elle repose sur l'idée que dans une communauté mature, les espèces les plus abondantes et les plus rares sont moins fréquentes que celles de rang intermédiaire. Ainsi, représentées sur un graphique (nombre d'espèces par classes d'abondance sur log (classes d'abondance)), la distribution prend l'allure d'une courbe de Gauss. (10)

Modèle du bâton brisé de Mac Arthur (MacArthur's broken stick model) : Ce modèle, comme d'autres, fait référence à la notion de niche écologique (place et spécialisation fonctionnelle propre à une espèce dans un écosystème). Dans ce modèle, la répartition de l'espace multidimensionnel (occupé par la communauté) entre les différentes niches écologiques, est comparée à la subdivision aléatoire et instantanée d'un bâton en S morceaux (S : richesse spécifique de la communauté).

Les espèces étant classées par ordre décroissant d'abondance, le nombre d'individus de l'espèce i se calcule par la formule : $N_i = (N / S) * \sum (1 / n)$ (de $n=i$ à S), avec N , nombre total d'individus et S : richesse spécifique observée. (10)

Neutrophile : Se dit des végétaux croissant dans des conditions de pH voisines de la neutralité (aux alentours de 6 sous forêt). (3)

Ongulés (ungulates) : Ordre de la classe des Mammifères et du règne animal des Vertébrés auquel appartient la famille des Cervidés. (9)

Plan d'échantillonnage : Ensemble des règles qui déterminent le choix de l'échantillon. (3)

Recouvrement (cover) : Expression en pourcentage ou en dixièmes, de la projection verticale sur le terrain d'un individu, d'une population, d'un peuplement forestier dans son ensemble ou d'un ou plusieurs strates de végétation. (3)

Régénération (regeneration) : Remplacement d'une génération d'arbres par une autre. Plus précisément, le terme régénération est réservé au remplacement obtenu par reproduction sexuée (renouvellement). Si celui-ci est obtenu par voie de semences naturellement installées, c'est une régénération naturelle ; s'il est effectué par des plantations ou semis manuels, mécaniques, c'est une régénération artificielle.

La régénération désigne également le peuplement constitué par l'ensemble de ces semis et plants. (3)

Richesse spécifique (species richness) : On distingue la richesse totale S_{max} , d'une biocoenose qui correspond à la totalité des espèces qui la composent ; et la richesse moyenne S qui représente le nombre moyen d'espèces rencontrées dans un échantillon du biotope dont la surface a été fixée arbitrairement. (13)

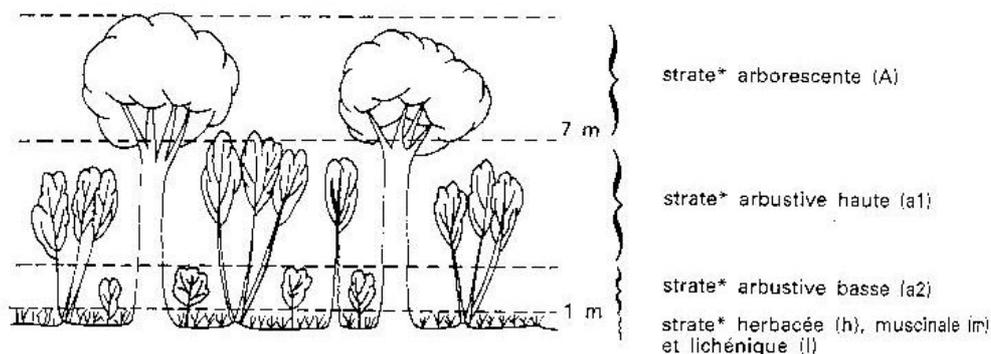
Semi-ligneux : En partie ligneux. (3)

Semis (seedling) : Par extension, jeune plant provenant de la germination d'une graine. (3)

Sénonien : Etage géologique du Crétacé supérieur compris entre le turonien et le danien. Dans le bassin de Paris, l'étage est représenté par la craie. (8)

Station forestière : Etendue de terrain de superficie variable, homogène dans ses conditions physiques et biologiques (climat local, topographie, composition floristique et structure de la végétation spontanée, sol). Une station forestière justifie, pour une essence donnée, une sylviculture précise avec laquelle on peut espérer une productivité comprise dans des limites connues. (3)

Strate de végétation : Etage contribuant à caractériser l'organisation verticale d'une phytocénose (en particulier forestière). On distingue habituellement, dans les relevés phytosociologiques les strates suivantes :



(3)

Taillis-sous-futaie : Peuplement forestier de futaie feuillue et de taillis (peuplement forestier composé d'arbres issus de rejets et drageons) auquel est appliqué un traitement mixte, irrégulier dans la futaie, régulier dans le taillis. De ce fait, il est constitué d'un taillis régulier et équienne, surmonté par une futaie irrégulière d'âges variés.

Structure forestière d'un tel peuplement.

Méthode d'aménagement appliquée à une forêt de façon à obtenir sur l'ensemble de ses parcelles à la fois une futaie irrégulière et une suite de peuplements de taillis régulièrement gradués en âge et en dimensions. (3)

Valeur refuge (thermal and hiding cover) : Capacité du milieu à protéger contre le dérangement et les intempéries. (2)

- (1) Ballon, P. (1986). "L'impact des populations d'herbivores sauvages sur le milieu - les conséquences - analyse de quelques exemples." U.F.E.- CRPF Lor-Als, Epinal, 16-22.
- (2) Baltzinger, C., Rocquencourt, A. et Ballon, P. (2004). Prise en compte des cervidés dans la révision d'Aménagement de la forêt domaniale de Perseigne pour la période 2004-2024, 53 p.
- (3) Delpech, R., Dumé, G., Galmiche, P. (1985). Vocabulaire, typologie des stations forestières. Institut pour le Développement forestier, 273 p.
- (4) Fischesser, B., Dupuis-Tate, MF. (1996). Le guide illustré de l'écologie. Editions de la Martinière, 319 p.
- (5) Gill, R.M.A. (1992). A review of damage by mammals in north temperate forests : 3. Impact on trees and forests. *Forestry*, **65** (4), 363-388
- (6) Gosselin, M., Archaux, F., Chevalier, R., Lejean, Y. (2004). Outils de mesure de la diversité floristique en chênaie pour un suivi dans le temps à l'échelle du massif forestier. Cemagref, Nogent-sur-Vernisson, 180 p.
- (7) Hennig, H. (1960). Über die Bedeutung der jadvissenschaftlichen Biozöologie und Verhalten-Forschung für die frage der Rotwildschäden im Walde. *Schw. Zeitschrift für Forstwesen*, **111** (12), 746-756. **Cité dans** Denis, M. (1995). Cervidés : a propos des densités supportables. *Forêt Entreprise*, 8 (106), 18-22.
- (8) Larousse (1960). Grand Larousse encyclopédique, **IX**, 1024 p.
- (9) Larousse, (1971). Tous les animaux du monde, **3**, Librairie Larousse, Paris, p.55₁₃-57₁₉.
- (10) Magurran, A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, 179p.s
- (11) Normant, P., Ballon, P., Klein, F. (2002), A propos de l'équilibre sylvo-cynégétique et des moyens de l'obtenir. Cemagref, Nogent-sur-Vernisson, 6p.
- (12) Ramade, F. (1993). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ediscience international, Paris, 822p.
- (13) Ramade, F. (1984). Eléments d'écologie, écologie fondamentale. McGraw-Hill, Paris, 2^{ème} édition, 403 p.
- (14) Groupe chevreuil (1996). Les bio-indicateurs : Futures outils de gestion des populations de chevreuils ? *Bull.mens. ONC*, **209**, fiche technique n°91, 2p. **Cité dans** Ballon, P. (1999). Indicateurs de la relation population-environnement pour le suivi des populations de chevreuils en milieu forestier de plaine. *Le bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*. **244**, 22-29.

Table des figures et des tableaux

Figures

Figure 1 : Localisation des 10 groupements régionaux du Cemagref.	
Figure 2 : Représentation graphique théorique des modèles de distribution d'abondance (Magurran, 1988).	6
Figure 3 : Différents modes d'échantillonnage.	11
Figure 4 : Répartition des placettes en forêt de Montargis, maillage 300 x 300 m (Delalande et Saintoyant, 2003).	31
Figure 5 : Le réseau de circuits sur le site d'étude de la forêt de Montargis (Delalande et Saintoyant, 2003).	33
Figure 6 : Evolution de l'IK annuel et des taux d'abrouissement annuels moyens global, ligneux et semi-ligneux entre 1992 et 2004.	40
Figure 7 : Evolution de l'IK annuel et des taux d'abrouissement annuels moyens du chèvrefeuille (CHV), de la ronce (RON) et du charme (CHA) entre 1992 et 2004.	41
Figure 8 : Relation entre les méthodes CMR et IK ($r = 0,88$), (Van Laere <i>et al.</i> , 1999).	VII
Figure 9 : Régions et départements français de métropole (Larousse, 2004).	VIII
Figure 10 : Département du Loiret (Larousse, 2004).	VIII
Figure 11 : Forêt de Montargis (Michelin, 2003).	VIII

Tableaux

Tableau 1 : Superficie recommandée des unités d'échantillonnage de la végétation selon la strate concernée et les paramètres étudiés.	11
Tableau 2 : Classes de recouvrement.	32
Tableau 3 : Classes d'abrouissement.	32
Tableau 4 : Caractéristiques de la végétation concernées par l'étude.	Erreur ! Signet non défini.
Tableau 5 : Résultat de l'ANOVA à un facteur (année) sur la variable IK.	38
Tableau 6 : Résultat du test de comparaisons multiples de Duncan sur la variable IK ($\alpha = 5\%$).	38
Tableau 7 : Résultats des ANOVA à 2 facteurs (année et placette) et du test de comparaisons multiples de Duncan pour les variables recouvrement global, recouvrement ligneux et recouvrement semi-ligneux.	38
Tableau 8 : Résultats des tests des rangs signés sur échantillons appariés pour les variables taux de recouvrement du charme et du hêtre.	38
Tableau 9 : Résultats des tests des rangs signés sur échantillons appariés pour les variables taux d'abrouissement global, ligneux et semi-ligneux, et résultats du test de comparaisons multiples de Duncan sur la variable IK, pour le facteur année.	39
Tableau 10 : Groupes d'années homogènes pour l'IK et pour les taux d'abrouissement du charme, du chèvrefeuille et de la ronce.	40
Tableau 11 : Résultats des tests de comparaisons multiples de Duncan concernant l'effet significatif du facteur année sur les variables "indices de diversité".	42
Tableau 12 : Espèces ligneuses et semi-ligneuses concernées par les relevés de végétation.	IX
Tableau 13 : Notations et formules des variables de recouvrement et d'occurrence, des espèces et placettes.	XV
Tableau 14 : Notations et formules des variables d'abrouissement.	XVI
Tableau 15 : Notations et formules des variables de diversité.	XVII
Tableau 16 : Conclusions des tests de comparaison entre années du taux d'abrouissement par espèce.	XVIII

Table des annexes

ANNEXE 1 : Présentation du groupement de Nogent-sur-Vernisson.....	p.I
ANNEXE 2 : Protocole de l'Indice Kilométrique	p.V
ANNEXE 3 : Relation entre l'estimateur absolu de la taille de la population (Capture-Marquage-Recapture) et l'Indice Kilométrique	p.VII
ANNEXE 4 : Cartes de localisation de la forêt de Montargis	p.VIII
ANNEXE 5 : Liste des espèces ligneuses et semi-ligneuses faisant l'objet des relevés de végétation.....	p.IX
ANNEXE 6 :Exemple de fiche de relevé de végétation de type Aldous.....	p.X
ANNEXE 7 : Fiche de relevé de l'indice kilométrique	p.XI
ANNEXE 8 : Présentation synthétique des principaux tests statistiques utilisés	p.XIII
ANNEXE 9 : Notations et formules des variables utilisées dans l'analyse.....	p.XV
ANNEXE 10 : Conclusions des tests des rangs signés réalisés sur la variable taux d'abrutissement pour chacune des espèces ligneuses et semi-ligneuses	p.XVIII

ANNEXE 1 (Cemagref, 2004)

Présentation du groupement de Nogent-sur-Vernisson (1/4)

Le dossier du mois

À NOGENT, LE CEMAGREF sur les écosystèmes forestiers

dossier préparé par le centre
de Nogent-sur-Vernisson

Spot continue la tournée des groupements. À Nogent, les équipes de recherche se consacrent à la forêt. Le dernier Conseil d'administration vient de les réunir dans une seule UR.

À Nogent-sur-Vernisson, le Cemagref a réuni quatre équipes - 60 personnes au total - chargées de se confronter au défi que représentent la compréhension et la gestion des écosystèmes forestiers. Si cette spécialité s'enracine dans l'histoire du domaine des Barres, qui remonte à 180 ans, elle a connu des évolutions majeures au cours des vingt dernières années avec, par exemple, les travaux entrepris sur la gestion des ressources génétiques et la biodiversité forestière ou sur la modélisation de la croissance des arbres.

DÉVELOPPEMENT DURABLE EN LIGNE DE MIRE

L'approche systémique des milieux forestiers se traduit par la diversité des compétences mises en œuvre sur des projets où les dimensions environnementales, économiques et sociales sont prises en compte. Ainsi, les traditionnels cloisonnements entre sylviculture, écologie, génétique, etc. ont-ils vocation à s'estomper au profit de synergies entre disciplines.

L'évènement qui marquera l'année 2004 est la construction d'un laboratoire pour développer des recherches conjointes avec l'Engref sur la diversité génétique des arbres forestiers.

Solenn Stœckel, effectuant un repérage au GPS de merisiers en forêt de St Gobain (02)



UNE ORGANISATION SIMPLIFIÉE

Le Conseil d'administration du 21 novembre a décidé la réunion des deux unités de recherche actuelles de Nogent en une seule : "Écosystèmes forestiers". Pourquoi une telle réforme ? L'organisation actuelle a été jugée inutilement lourde et complexe car les deux UR travaillent sur le même domaine thématique.

Cette mesure a pour avantage de simplifier l'organisation de l'appui à la recherche et de rendre plus facile la communication avec nos partenaires. Le contenu de nos activités n'est pas concerné par cette fusion. Dès janvier 2004, cette UR -une des plus grandes du Cemagref- sera mise en place. Les animateurs de TR auront une fonction de chef d'équipe et seront responsables de la conduite d'ensemble des projets. Quant à l'équipe d'appui à la recherche, elle sera reconcentrée et placée sous l'autorité du secrétaire général.

Bernard Abrial

Dans la nouvelle organisation, Bernard Abrial, directeur régional sera responsable de la nouvelle UR. À ses côtés : un secrétaire général pour assurer la gestion et un adjoint pour le seconder sur les aspects "vie scientifique et technique" de l'UR.

Le domaine des Barres

Il réunit les organismes suivants :

- Cemagref • Engref • IFN • antenne du lycée agricole de Montargis et CFPPA • deux associations d'activités pédagogiques et sportives (ADIAF et Accrobranchés) • association du personnel de tous les organismes (Baric).

Les chiffres : 120 emplois permanents et 120 personnes en formation • 2 700 espèces d'arbres et arbustes (le plus grand arboretum de France) • 283 hectares, dont 233 gérés par le Cemagref.

LE DOMAINE DES BARRES, UNE HISTOIRE QUI DÉBUTE AU 19^e SIÈCLE

Le domaine des Barres est acquis en 1821 par Philippe-André de Vilmorin, pour y faire une "culture comparative sur un même terrain des arbres dont il s'agit de constater la différence ou l'identité".

À sa mort, les plantations sont cédées à l'administration forestière, qui crée une



pépinière centrale et une école forestière.

La fin du 19^e siècle voit le développement de l'Arboretum constitué à partir de graines et plants envoyés par de nombreux missionnaires français, notamment depuis l'Asie. D'autres plantations expérimentales, sous forme d'arboretums forestiers, sont ensuite constituées sous la direction de l'École nationale des eaux et forêts. C'est en 1965 que le domaine, hors collections botaniques, est remis à un centre technique dépendant du ministère de l'Agriculture qui deviendra... le Cemagref.

En 1989, une réforme aboutit au transfert de la formation des ingénieurs à l'Engref qui est aussi chargée de l'Arboretum national des Barres, regroupant les 50 ha de collections botaniques. Enfin, en 1994, le siège de l'Inventaire forestier national est installé dans le château ayant appartenu à la famille des Vilmorin.

Le dossier du mois

À NOGENT, LE CEMAGREF sur les écosystèmes forestiers



Écorçage de cerf
sur épicéa

Ph. Ballon

Quatre TR : témoignages

TR HABICER - Écologie des cervidés : interaction population-habitats

UN OBSERVATOIRE NATIONAL DES DÉGÂTS DE CERVIDÉS EN FORÊT, POUR QUOI FAIRE ?

Coordonné par le Cemagref, cet observatoire a pour but d'évaluer dans cinq départements (Landes, Oise, Sarthe, Tarn, Vosges), l'importance des dégâts commis par les cerfs et les chevreuils en forêt et d'explorer les solutions envisageables pour les réduire voire les contenir à un niveau supportable. L'ensemble des parties prenantes parmi les gestionnaires forestiers et les chasseurs ont été mobilisées, près de 200 observateurs ont contribué à la réalisation d'inventaires sur près de 1000 peuplements différents. La diffusion des principaux résultats est en cours.

Philippe Ballon, Jean-Pierre Hamard

LE REPOS DES CERVIDÉS

Le cerf et le chevreuil sont très abondants en France et partagent souvent le même habitat. Ils passent 50% du temps au repos. L'étude a eu lieu dans le Parc national des Cévennes. À l'échelle du peuplement forestier, nous montrons un fort chevauchement entre cerf et chevreuil dans l'utilisation du milieu. Contrairement au chevreuil, le cerf manifeste une préférence marquée pour les jeunes peuplements résineux. À l'échelle du microhabitat, le cerf et le chevreuil recherchent toujours une protection visuelle, à travers un couvert latéral important : résineux pour le cerf, mixte pour le chevreuil en fonction de la disponibilité des feuillus. Thèse de Christophe Baltzinger, soutenue le 26 septembre 2003 (voir Spot n°142).

TR ECOSYLV - Biodiversité et gestion des forêts de plaine

DIVERSITÉ FLORISTIQUE ET SYLVICULTURE

J'ai rejoint le Cemagref au mois de janvier 2003, à la suite de ma thèse soutenue à Montpellier sur la relation entre avifaune et changement global. Je travaille sur le lien entre diversité floristique et sylviculture, en vue d'améliorer les méthodes d'inventaire et de proposer des pratiques sylvicoles respectueuses de la biodiversité. J'ai également pour tâche l'intégration de l'équipe dans des réseaux européens et représente le Cemagref dans le réseau d'excellence Alter-Net (Frédéric Archaux, ingénieur du GREF).

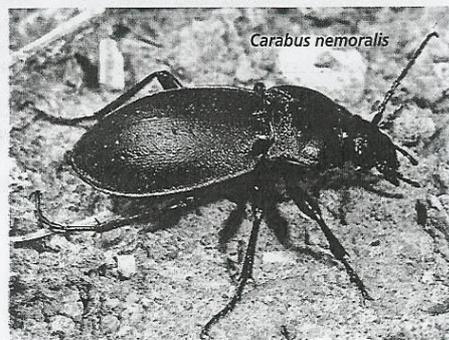
DIVERSITÉ ENTOMOLOGIQUE ET SYLVICULTURE

La sylviculture pratiquée actuellement permet-elle de conserver la biodiversité entomologique à moyen et long terme ? Comment évaluer l'impact des pratiques sylvicoles sur la biodiversité ? Trois thèses en cours tentent de répondre à cette question.

- La thèse d'Emmanuelle Richard aborde l'incidence, à court et moyen terme, de la coupe de régénération sur la diversité d'insectes de la litière (*Carabidae*), en référence à d'anciens taillis-sous-futaie vieilliss. L'étude, dans ses limites méthodologiques, ne conclue pas à un impact négatif de la futaie régulière pour la conservation à moyen terme de la diversité des carabiques, ce qui va à l'encontre de certaines idées reçues...
- La thèse de Christophe Bouget traite de l'impact de la tempête sur la biodiversité entomologique en forêt. Dans les trouées faites par la tempête de 1999, le volume de bois mort et l'ouverture de la canopée permettent le développement des coléoptères xylophages et spécialistes des clairières. Par analogie entre trouées et coupes, les résultats de l'analyse pourront être transposés en consignes d'aménagement de massif. Le maintien de certaines trouées non exploitées présente un intérêt pour la biodiversité.
- La thèse de Philippe Bonneil porte sur l'influence de la gestion forestière sur la diversité des Lépidoptères nocturnes en chênaie de plaine. Le projet s'intéresse en particulier à l'évolution de la diversité et aux successions des communautés de Lépidoptères lors de la conversion vers la futaie régulière de chêne.



dessin M.-L. Moyne



Carabus nemoralis

Ch. Bouget

Présentation du groupement de Nogent-sur-Vernisson (3/4)

TR SYLVAGEN - Gestion du patrimoine génétique forestier

MERISIER ET CERISIER

Depuis mon arrivée au Cemagref il y a deux ans j'ai porté mon effort sur le développement d'un projet de recherches sur le merisier (*Prunus avium* L.). Par un processus de domestication sur plusieurs siècles, l'homme a créé un compartiment fruitier : le cerisier. Les vergers fruitiers peuvent se trouver à proximité de forêts : compartiments sauvage et fruitier sont donc susceptibles d'échanger des gènes. Par ailleurs, les sylviculteurs ont commencé à utiliser le merisier en essence de reboisement dans les années 1970. Le matériel génétique pouvait alors aussi bien provenir du *Prunus avium* forestier ou du *Prunus avium* fruitier ou même

du *Prunus cerasus* (qui serait le résultat de croisements entre *P. avium* et *P. fruticosa*). Des clones issus de variétés améliorées par l'INRA sont aujourd'hui commercialisés. La coexistence de ces trois compartiments ("sauvage", fruitier, introduit) susceptibles d'échanger des gènes fait du merisier un modèle de choix pour étudier l'impact de l'introduction de ressources génétiques allochtones sur des ressources génétiques autochtones.

Le projet vise donc en premier lieu à caractériser génétiquement les différents compartiments. Ensuite, nous pouvons

étudier l'influence des flux de gènes entre compartiments sur l'évolution des ressources génétiques du merisier en forêt et proposer des mesures de conservation.

Stéphanie Mariette

LA RÉGLEMENTATION SUR LE COMMERCE DES GRAINES ET DES PLANTS FORESTIERS

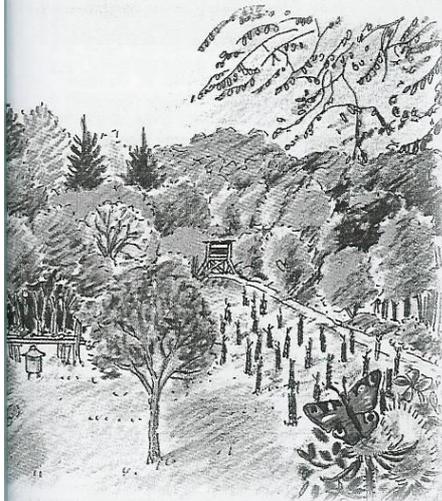
Fournir aux reboiseurs des garanties sur les qualités génétiques, les capacités d'adaptation et l'aptitude à la reprise des plants mis sur le marché, tel est l'enjeu de la réglementation sur la commercialisation des graines et des plants forestiers. L'équipe SYLVAGEN apporte une aide au MAAPAR pour la conception et la mise en œuvre de cette réglementation. Elle est notamment chargée de la sélection des peuplements porte-graines sur lesquels sont récoltés 98 % des graines destinées à la production des plants utilisés pour les plantations forestières. Ce travail, qui porte sur une vingtaine d'espèces, consiste à visiter et sélectionner de nouveaux peuplements sur la base de critères phénotypiques jugés directement en forêt. Il inclut également le suivi et la révision des peuplements déjà sélectionnés et la gestion d'une base de données officielle. *Isabelle Bilger*



Régénération d'un arbre lisse

E. Collin

7
N° 143
Scot



L'AVENIR APPARTIENT AUX MÉLANGES

La demande sociale exprime son intérêt pour le maintien et le développement des forêts mélangées, dans un but de diversification écologique et des paysages, et pour obtenir des peuplements plus résilients aux aléas et à un éventuel changement climatique général. Nous étudions plus particulièrement le mélange chênes-pins et nous utilisons les modèles développés par nos partenaires sur le

chêne sessile ainsi que le modèle pin sylvestre établi par notre équipe. Ce travail est l'occasion de développer une coopération avec l'UR Ingénieries pour les systèmes complexes et bénéficie du soutien de l'Office national des forêts. Notre approche est tournée

vers la caractérisation typologique des peuplements mélangés, les interactions entre espèces sur leur croissance et les questions d'échelles : quelle échelle de modélisation est pertinente pour les peuplements mélangés ?

Régis Allain, Jean-Noël Piroche

TR FOSFOR - Fontionnement des systèmes forestiers

BILAN ET PERSPECTIVES SUR LES MODÈLES DE CROISSANCE, DE DYNAMIQUE FORESTIÈRE ET DE QUALITÉ DES BOIS

Le MAAPAR a soutenu depuis quinze ans les actions de recherche menées sur la modélisation de la croissance, de la dynamique forestière et de la qualité des bois. Il a souhaité faire un bilan de ces réalisations et en a confié la réalisation au Cemagref. Cette étude a pour objectifs d'effectuer un état des lieux sur les modèles développés en France ; de rechercher comment les modèles ont été utilisés ; d'étudier la relation entre la recherche et les autres utilisateurs de modèles ; d'identifier les besoins des utilisateurs potentiels et de proposer des perspectives d'actions pour la recherche et le développement en concertation avec la communauté scientifique. *Thomas Perot, Christian Ginisty*

Présentation du groupement de Nogent-sur-Vernisson (4/4)

Les quatre TR en images

FOSFOR : fonctionnement des systèmes forestiers : modélisation de la croissance et sylviculture des forêts de plaine - Jean-Noël Piroche

Notre objectif est d'apporter aux gestionnaires forestiers une aide à la décision pour la gestion des forêts de plaine en intégrant la préoccupation de gestion durable. Les forêts étudiées sont essentiellement les peuplements réguliers mais l'équipe s'oriente vers la prise en compte de systèmes forestiers plus complexes. Les activités portent principalement sur :

- la conception, l'évaluation et le transfert de modèles de croissance des peuplements forestiers avec prise en compte de la qualité des bois produits ;
- la connaissance des dynamiques de la végétation d'accompagnement sous l'influence de traitements mécaniques ou chimiques.

Des compétences d'assemblage de connaissances sont également développées pour intégrer les fonctions multiples de la forêt aux recommandations techniques.

8
143
Sout



J.-N. Piroche



F. Milano

G. Coujon

HABICER : écologie des cervidés. Interaction population-habitats - Michel Denis

La progression généralisée des populations de cervidés (cerf et chevreuil) sur le territoire national engendre à la fois des problèmes écologiques et économiques ; l'objectif est donc d'analyser les interactions entre ces populations et leurs différents types d'habitats, essentiellement forestiers ; il passe par la mise au point de méthodes de suivi des équilibres faune/flore, la définition et la validation d'indicateurs biologiques pertinents et utilisables par les gestionnaires d'écosystèmes forestiers. Les recherches portent essentiellement sur l'influence des techniques sylvicoles sur la capacité d'accueil du milieu, celle de la nature des peuplements forestiers sur les populations de cervidés et les conséquences de la présence et de l'abondance de ces derniers sur l'écosystème forestier et sa gestion.



Ch. Rousselet



Y. Bessardin

SYLVAGEN : gestion du patrimoine génétique forestier - Bernard Héois

L'objectif de l'équipe est de mettre au point des outils et des recommandations techniques pour assurer durablement l'utilisation des ressources génétiques des arbres forestiers. Ces recommandations concernent en particulier l'amont de la filière du reboisement : la réglementation sur graines et plants, la sélection des peuplements porte-graines, l'évaluation des variétés améliorées. D'autre part, nous nous investissons également dans la définition et la mise en place des réseaux de populations conservatoires de la Commission des ressources génétiques forestières.

Après avoir longtemps porté sur l'amélioration des variétés et la conduite des vergers à graines de l'État, nos recherches s'orientent désormais plus largement vers l'étude de l'action de l'homme sur les ressources génétiques forestières, via notamment les transferts de graines. Nous étudions la diversité génétique du matériel végétal (graines, plants) mis à la disposition des reboiseurs, et menons des travaux méthodologiques pour définir les populations conservatoires.

ECOSYLV : biodiversité et Gestion des forêts de plaine - Frédéric Gosselin

Le cœur des activités de ce thème concerne l'impact de la gestion forestière sur la biodiversité, en interaction avec les caractéristiques écologiques du milieu. La gestion forestière est appréhendée à différentes échelles spatiales, de l'échelle de la parcelle à celle du paysage. Différents aspects sont abordés : types de traitement, mélange d'essences, intensité des perturbations anthropiques. Les objectifs principaux sont :

- le développement et le test de méthodes d'inventaire ;
- l'étude et la compréhension de la répartition et l'abondance spatio-temporelle de la biodiversité en relation avec les habitats et la gestion forestière ;
- l'identification de méthodes de gestion favorisant la biodiversité et la validation de ces méthodes.



E. Richard

ANNEXE 2

Protocole de l'Indice Kilométrique (1/2)
(extrait de la fiche technique n°70 de l'Office National de la Chasse)

270 *Bligny* 12/02/199



OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE

NOTES TECHNIQUES

BULLETIN MENSUEL N° 157
MAI 1991

FICHE N° 70

CLASSEMENT :

Gestion

Grands Ongulés

MÉTHODES DE SUIVI DES POPULATIONS DE CHEVREUILS EN FORÊT DE PLAINE: EXEMPLE: L'INDICE KILOMÉTRIQUE (I.K.)

Les méthodes de comptage s'avèrent peu performantes pour le suivi des populations de chevreuils, en raison de leur lourdeur et de leur manque de fiabilité.

Le gestionnaire doit s'orienter vers des outils plus simples mais fiables pour suivre l'évolution des effectifs. Le choix d'une méthode indiciaire telle que l'Indice Kilométrique (I.K.) permet d'atteindre cet objectif.

1. PRINCIPE

Dans une forêt donnée, un observateur à pied se déplaçant à allure régulière, a une certaine probabilité d'observer des chevreuils. Chaque observation par corps est appelée par la suite « contact ». Le principe consiste à rapporter le nombre de contacts au nombre de kilomètres parcourus, étant entendu que le même protocole, tel que décrit ci-après, doit être appliqué strictement pendant toute la durée du suivi de la population.

2. PROTOCOLE

2.1. CHOIX DES ITINÉRAIRES A PARCOURIR

2.1.1. Couverture de la zone à prospecter

Après délimitation de la zone considérée comme une unité de gestion, un réseau constitué de n circuits est établi. Ceux-ci doivent être répartis régulièrement de façon à assurer une couverture homogène du milieu. En cas de sorties simultanées sur les différents circuits, ces derniers doivent être suffisamment éloignés pour éviter les doubles comptages.

2.1.2. Caractéristiques d'un circuit

La longueur de chaque circuit est comprise entre cinq et sept kilomètres. Pour rapprocher le point d'arrivée du point de départ, il se présente sous la forme d'une boucle. Son trajet épouse les éléments fixes: routes, chemins, layons, ou repères. Les recoupements sont évités.

2.1.3. Nombre de circuits à mettre en œuvre par unité

Le nombre d'observateurs disponibles, et le nombre de sorties qu'ils peuvent réaliser vont guider le gestionnaire dans ce domaine. En effet, si un nombre important de circuits augmente la justesse des résultats, les possibilités de répétition du réseau à parcourir (série) diminuent d'autant, pour un même nombre d'observateur. Un juste milieu est donc à trouver. A titre indicatif, un réseau de 15 circuits sur une zone de 900 ha est relativement dense (12 à 15 km/100 ha). Le seuil de 3 km/100 ha (soit un circuit pour 200 ha) constitue un minimum.

2.1.4. Répétitions

L'unité de base dans le recueil des données est constituée par le réseau de n circuits (appelé par la suite série) couvrant toute la zone.

Le réseau de circuits est parcouru, de façon complète, le plus de fois possible (m fois) et au minimum deux fois.

2.2. PÉRIODE, HORAIRE ET DURÉE DES OPÉRATIONS

2.2.1. Période de l'année

Entre le premier janvier et le 31 mars car à cette période:

- la visibilité est maximale avant le départ de la végétation arbustive et herbacée;
- les animaux sont cantonnés et la détectabilité est homogène entre les deux sexes.

Protocole de l'Indice Kilométrique (2/2)

Par ailleurs, l'étalement des sorties dans le temps est important pour minimiser l'influence des facteurs climatiques.

2.2.2. Horaire

Le matin et le soir dans les deux à trois heures qui suivent l'aube et qui précèdent le crépuscule. Ces périodes correspondent aux pics d'activité principaux des animaux. Autant de sorties devront être réalisées le matin et le soir.

2.2.3. Durée

Deux à trois heures en fonction de la longueur du circuit qui doit être parcouru à une vitesse moyenne de 3 km/h. La progression doit être régulière et aucun arrêt ne doit avoir lieu en dehors de ceux nécessaires à l'observation des animaux rencontrés et à leur notation sur la fiche d'observation.

2.3. CHOIX ET NOMBRE DES OBSERVATEURS

Les observateurs seront dans la mesure du possible, les mêmes chaque année. Si les observateurs sont peu nombreux, chacun parcourra au moins deux fois le réseau de circuits, et fera en sorte d'étaler ses sorties sur la période de référence. Par contre, en cas d'opérations faisant appel à un grand nombre d'observateurs (par exemple les chasseurs de la zone concernée), des sorties groupées permettent de réaliser en une seule opération une série complète (ce qui nécessite autant d'observateurs que de circuits du réseau). Ces séries, dans ce cas, devront être espacées d'une semaine.

Il n'est pas nécessaire d'être un spécialiste pour effectuer de telles opérations mais chacun doit être familiarisé avec cette technique d'observation et être capable de différencier les sexes.

2.4. MATÉRIEL NÉCESSAIRE

Une montre, une paire de jumelles, et une feuille de relevé (cf. Annexe 1) comportant au verso une carte au 1/10 000^e. Chaque contact reçoit un numéro d'ordre qui sera reporté sur la carte à l'endroit précis de l'observation. En plus du lieu, l'heure, le ou les individu(s) et leur description sont notés.

3. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

Le rapport global peut être présenté en suivant le modèle de plan présenté en annexe 2. Les résultats de l'I.K. figureront sur un bordereau récapitulatif comme celui décrit en annexe 3.

La série de n circuits est parcourue m fois. Trois types de résultats sont obtenus :

$$1. I.K.Ci = \frac{\text{nombre de contacts obtenus sur le circuit } i}{\text{nombre de kilomètres du circuit } i}$$

Il est calculé pour chaque circuit réalisé.

$$2. I.K.Sj = \frac{\text{somme de } I.K.Ci \text{ de la } J^{\text{e}} \text{ série}}{\text{nombre de circuits } (= n)}$$

Cette valeur est calculée pour chaque série.

$$3. I.K.a = \frac{\text{somme des } I.K.Sj}{\text{nombre de séries } (= m)}$$

Il s'agit de l'indice annuel.

Un exemple de calcul est donné en annexe 4.

4. EXPLOITATION DES RÉSULTATS

L'indice annuel (I.K.a) va permettre les comparaisons dans le temps.

Comme il s'agit de la moyenne des séries réalisées, il est possible de calculer les bornes de l'intervalle de confiance de cette valeur en utilisant les formules suivantes :

$$\text{Borne inférieure: } Li = I.K.a - t \times E;$$

$$\text{Borne supérieure: } Ls = I.K.a + t \times E$$

où t est la valeur d'une variable aléatoire servant de coefficient correcteur. Cette valeur dépend du nombre de répétitions des séries ;

Nombre de séries m	Valeur de t
2	12,71
3	4,30
4	3,18
5	2,78
6	2,57
7	2,45
8	2,36

et E l'erreur type, calculée suivant la formule :

$$E = \sqrt{\frac{(I.K.s1 - I.K.a)^2 + \dots + (I.K.sm - I.K.a)^2}{m \times (m - 1)}}$$

Plus le nombre de répétitions m est grand et plus l'intervalle de confiance sera réduit, ce qui conduit à une meilleure précision.

La comparaison avec les années précédentes pourra être visualisée sur un graphique (voir annexe 5), sur lequel chaque année, la valeur de l'I.K.a est reportée avec ses bornes.

5. CONCLUSION

Cette méthode permet d'apprécier l'évolution des populations suivies plus en terme de niveau que de valeur absolue.

En complément et en vue d'une décision, le gestionnaire doit compléter ses observations par la prise en compte d'autres indices, tels que le poids des chevillards, nombre de faons par Chevrette suitée, etc.

En tout état de cause, les enseignements dégagés par l'utilisation de cette méthode, ne peuvent s'apprécier qu'à long terme. C'est ainsi que les décisions correctrices éventuelles (modification du plan de chasse par exemple) doivent tenir compte d'un délai suffisant pour tenir compte de la biologie de l'espèce. Une périodicité de trois ans semble raisonnable.

ANNEXE 3

Relation entre l'estimateur absolu de la taille de la population (Capture-Marquage-Recapture) et l'Indice Kilométrique

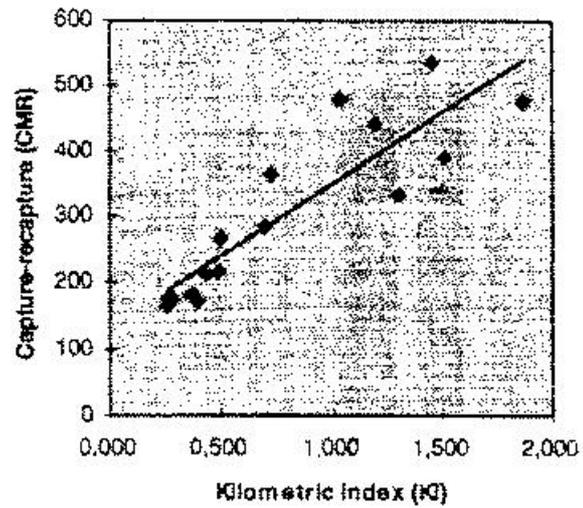


Figure 8 : Relation entre les méthodes CMR et IK ($r = 0,88$), (Van Laere *et al.*, 1999).

ANNEXE 4

Cartes de localisation de la forêt de Montargis



Figure 9 : Régions et départements français de métropole (Larousse, 2004).

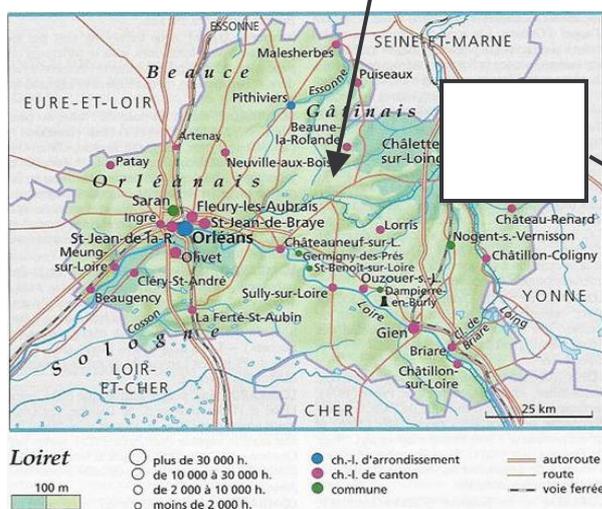


Figure 10 : Département du Loiret (Larousse, 2004).



Figure 11 : Forêt de Montargis (Michelin, 2003).

ANNEXE 5

Liste des espèces ligneuses et semi-ligneuses faisant l'objet des relevés de végétation

Tableau 12 : Espèces ligneuses et semi-ligneuses concernées par les relevés de végétation.

	Abréviation	Nom latin	Nom commun
Espèces ligneuses	CHP	<i>Acer campestre</i>	Erable champêtre
	BOU	<i>Betula verrucosa</i>	Bouleau verruqueux
	CHA	<i>Carpinus betulus</i>	Charme commun
	HET	<i>Fagus sylvatica</i>	Hêtre commun
	PIM	<i>Pinus pinaster</i>	Pin maritime
	PSY	<i>Pinus sylvestris</i>	Pin sylvestre
	POI	<i>Pirus communis</i>	Poirier commun
	TRE	<i>Populus tremula</i>	Peuplier tremble
	MER	<i>Prunus avium</i>	Merisier
	CHE	<i>Quercus sp.</i>	Chêne
	SAU	<i>Salix sp.</i>	Saule
	ALT	<i>Sorbus torminalis</i>	Alisier torminal
	Espèces semi-ligneuses	NOI	<i>Corylus avellana</i>
CAL		<i>Calluna vulgaris</i>	Callune vulgaire
CORS		<i>Cornus sanguinea</i>	Cornouiller sanguin
AUB		<i>Crataegus sp.</i>	Aubépine
DAP		<i>Daphne sp.</i>	Daphné
FUS		<i>Evonymus europaeus</i>	Fusain d'Europe
LIE		<i>Hedera helix</i>	Lierre commun
HOU		<i>Ilex aquifolium</i>	Houx
TRO		<i>Ligustrum vulgare</i>	Troène
CHV		<i>Lonicera peryclimenum</i>	Chevrefeuille des bois
NER		<i>Rhamnus cathartica</i>	Nerprun purgatif
PRU		<i>Prunus spinosa</i>	Prunellier
BRD		<i>Rhamnus frangula</i>	Nerprun bourdaine
EGL		<i>Rosa canina</i>	Eglantier commun
RON		<i>Rubus sp.</i>	Ronce
FRG		<i>Ruscus aculeatus</i>	Fragon piquant
GEN		<i>Sarothamnus scoparia</i>	Genêt à balai
VIL		<i>Viburnum lantana</i>	Viorne lantane
GNV		<i>Juniperus communis</i>	Genévrier commun
CORM		<i>Cornus mas</i>	Cornouiller mâle
SUP		<i>Sambucus nigra</i>	Sureau noir
CAM	<i>Lonicera xylosteum</i>	Camérisier à balais	

ANNEXE 6

Exemple de fiche de relevé de végétation de type Aldous

Espèce	Aldous	
	Rec.	Abrouit.
Acer campestre		
Betula verrucosa		
Carpinus betulus	1	O
Fagus sylvatica	1	O
Pinus pinaster		
Pinus sylvestris		
Pirus communis		
Populus tremula		
Prunus avium		
Quercus sp.	1	1
Salix sp.		
Sorbus torminalis		
Corylus avellana		
Calluna vulgaris		
Cornus sanguinea		
Crataegus sp.		
Daphne sp.		
Evonymus europaeus		
Hedera helix	2	O
Ilex aquifolium	3	O
Ligustrum vulgare	1	O
Lonicera		
Rhamnus cathartica		
Prunus spinosa		
Rhamnus frangula		
Rosa canina		
Rubus sp.	2	O
Ruscus aculeatus		
Sarothamnus scoparia		
Viburnum lantana		
Juniperus communis		
Cornus mas		
Sambucus nigra		
Lonicera xylosteum		

Placette	K8
Coordonnées	K8
Date	26/07/04

recouvrement	
0	absent
1	< 1 %
2	1 à 5 %
3	5 à 20 %
4	20 à 50 %
5	50 à 75 %
6	75 à 100 %

abrouitissement	
O	non consommé
A	< 1 %
B	1 à 5 %
C	5 à 20 %
D	20 à 50 %
E	50 à 75 %
F	75 à 100 %

Fiche de relevé de l'indice kilométrique (2/2)



FICHE D'OBSERVATION CHEVREUILS
INDICE KILOMETRIQUE
FD de Montargis (45) - Zone d'étude

Observateurs: CB et MLM				Numéro du circuit : 3				
Date : 26 / 07 / 2004 2004		Matinée / Soirée		Météo				
Heure de départ : 6h12		Durée : 150 min						
Heure de fin : 8h42		Longueur : 6,2 km						
CONTACTS								
N° d'ordre	Heure du contact	Adultes			Jeunes de l'année	Non Identifiés	Nombre Total	Lieu d'observation
		Mâles	Femelles	N. i.				
1	6h55	1						
2	7h35	1						
3	7h55			1				
4	8h05	1						
5	8h20			1				
6								
7								
8								
9								
10								
11								
12								
13								
14								
15								
16								
17								
18								
19								
20								
Récapitulatif								
Calcul de l'IK circuit = Nombre total de contacts / longueur du circuit								

ANNEXE 8

Présentation synthétique des principaux tests statistiques utilisés (1/2)

L'analyse de variance à un facteur de classification

La procédure de l'ANOVA consiste à décomposer la variance de la variable à expliquer en deux composantes : une composante inter-groupes et une composante intra-groupes. Le ratio F est un ratio de l'estimation inter-groupes par rapport à l'estimation intra-groupes. Si la valeur de la probabilité pour le test F est supérieure ou égale à α (ici 0,05), alors, il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les moyennes de la variable d'un niveau du facteur (ici : année) à l'autre, au niveau de confiance de 95.0%. Si la probabilité est inférieure à α , alors il existe au moins une différence d'au moins une autre statistiquement significative entre les moyennes de la variable d'un niveau du facteur (ici : année) à l'autre, au niveau de confiance de 95.0%.

Pour déterminer quelles moyennes sont significativement différentes les unes des autres, il faut réaliser un test de comparaisons multiples.

Les conditions d'application de ce test sont la normalité de la distribution des données et l'égalité des variances des différents échantillons. Une certaine violation de ces conditions est autorisée. Lorsque les échantillons présentent des effectifs du même ordre de grandeur, une hétérogénéité des variances peut être acceptée. Par ailleurs, la normalité est d'autant moins exigée que les échantillons sont grands.

L'analyse de variance à deux facteurs de classification

Le tableau de l'ANOVA décompose la variabilité de la variable à expliquer en contributions dues aux deux facteurs (ici année et placette). Comme la somme des carrés de type III a été choisie, la contribution de chaque facteur est mesurée après élimination des effets des autres facteurs. Les valeurs des probabilités testent la signification statistique de chacun des facteurs. Si les valeurs des probabilités sont inférieures à α (ici 0.05), ces facteurs ont un effet statistiquement significatif sur la variable à expliquer au niveau de confiance de 95.0%. Si elles sont inférieures ou égales à α , ces facteurs n'ont pas d'effet statistiquement significatif sur la variable à expliquer au niveau de confiance de 95.0%. Pour déterminer quelles moyennes sont significativement différentes les unes des autres sous l'effet isolé d'un des facteurs (ici le facteur année), il faut réaliser un test de comparaisons multiples.

Le domaine d'applicabilité de ce test est identique à celui de l'analyse de variance à un facteur.

Test des comparaisons multiples, méthode de Duncan

Ce test utilise la procédure des comparaisons multiples pour déterminer les moyennes qui sont significativement différentes les unes des autres. Des groupes homogènes sont identifiés en utilisant des colonnes de X. Dans chaque colonne, les niveaux contenant des X forment un groupe de moyennes à l'intérieur desquelles il n'y a pas de différence statistiquement significative (pour $\alpha = 0,05$ ici). La méthode utilisée pour discriminer les moyennes est la procédure des comparaisons multiples de Duncan. Avec cette méthode, il y a ici, 5.0% de risque de dire qu'une ou plusieurs paires de moyennes sont significativement différentes lorsque le nombre de vraies différences est égal à 0.

Ce test s'applique en conditions de normalité et d'équivariance.

Présentation synthétique des principaux tests statistiques utilisés (2/2)

Test de comparaisons multiples de Kruskal-Wallis

Le test de Kruskal-Wallis teste l'hypothèse nulle que les médianes de la variable à expliquer pour chacun des niveaux (ici, 4) du facteur de classification (ici, année) sont les mêmes. Les données des différents niveaux sont d'abord combinées et triées de la plus petite à la plus grande. Le rang moyen est alors calculé pour les données à chaque niveau. Si la valeur de la probabilité est inférieure à α (ici, 0.05), il y a une différence statistiquement significative entre les médianes au niveau de confiance de 95.0%. Pour déterminer les médianes qui sont significativement différentes les unes des autres, il est possible de réaliser une combinaison de tests de comparaison de médianes deux à deux.

Ce test non paramétrique n'exige pas la normalité ou l'égalité des variances des échantillons comparés.

Le test des rangs signés sur échantillons appariés

Un calcul des différences observées entre paire d'individus des échantillons appariés est réalisé. Cela permet d'obtenir un nouvel échantillon de données, sur lequel portera le test. Cette analyse consiste à tester l'hypothèse nulle que la médiane de l'échantillon constitué des différences est égale à 0.0 contre l'hypothèse alternative que la médiane est différentes de 0.0. Il est basé sur la comparaison des rangs moyens des valeurs au-dessus et au-dessous de la médiane hypothétique. Si la valeur de la probabilité pour ce test est supérieure ou égale à α , on ne peut pas rejeter l'hypothèse nulle au niveau de confiance de $1 - \alpha$.

Il faut noter que le niveau de significativité attribué à chacune des comparaisons correspond au niveau des tests de comparaisons multiples (0,05) divisé par le nombre de comparaisons deux à deux effectuées.

Ce test non paramétrique n'exige pas la normalité ou l'égalité des variances des échantillons comparés.

Sources :

Scherrer, B. 1984. Biostatistiques. Gaëtan Morin Editeur, 820 p.

Statadvisor, Statgraphics® *Plus*, version 5.1 (copyright 1994-2001 par Statistical Graphics Corp.).

ANNEXE 9

Notations et formules des variables utilisées dans l'analyse (1/3)

Tableau 13 : Notations et formules des variables de recouvrement et d'occurrence, des espèces et placettes.

Caractéristique	Signification	Notation	Formule
Divers			
Placettes	Nombre total de placettes	N_P	
Espèces	Nombre total d'espèces	N_E	
Espèces ligneuses	Nombre total d'espèces ligneuses	N_L	
Espèces semi-ligneuses	Nombre total d'espèces semi-ligneuses	N_{SL}	
Taux de recouvrement global (ligneux + semi-ligneux)	Taux de recouvrement global, de toutes les espèces, sur la placette P, relevé l'année X.	$R_{(G, P, X)}$	$R_{(G, P, X)} = \sum_{(de E=1 \text{ à } nE)} [R_{(E, P, X)}]$
Taux de recouvrement des espèces ligneuses	Taux de recouvrement global, des espèces ligneuses, sur la placette P, relevé l'année X.	$R_{(L, P, X)}$	$R_{(L, P, X)} = \sum_{(de E=1 \text{ à } nL)} [R_{(E, P, X)}]$
Taux de recouvrement des espèces semi-ligneuses	Taux de recouvrement global, des espèces semi-ligneuses, sur la placette P, relevé l'année X.	$R_{(SL, P, X)}$	$R_{(SL, P, X)} = \sum_{(de E=1 \text{ à } nSL)} [R_{(E, P, X)}]$
Taux de recouvrement de chacune des espèces ligneuses et semi-ligneuses	Taux de recouvrement de l'espèce E, sur la placette P, relevé l'année X.	$R_{(E, P, X)}$	
Occurrence	Fréquence d'occurrence de l'espèce E, sur l'ensemble des placettes, l'année X.	$F_{.occ.(E, X)}$	$F_{.occ.(E, X)} =$ Nombre de fois où l'espèce est présente / nombre de placettes de l'échantillon.

Notations et formules des variables utilisées dans l'analyse (2/3)

Tableau 14 : Notations et formules des variables d'abrouitissement.

Caractéristique	Signification	Notation	Formule
Taux d'abrouitissement global (ligneux + semi-ligneux)	Taux d'abrouitissement moyen de l'ensemble des espèces, sur la placette P, pour l'année X. Moyenne pondérée par les taux de recouvrement, des taux d'abrouitissement sur la placette P de l'ensemble des espèces.	$A_{(G, P, X)}$	$A_{(G, P, X)} = \frac{\sum_{(de E=1 \text{ à } nE)} [A_{(E, P, X)} * R_{(E, P, X)}]}{\sum_{(de E=1 \text{ à } nE)} [R_{(E, P, X)}]}$
Taux d'abrouitissement des espèces ligneuses	Taux d'abrouitissement moyen de l'ensemble des espèces ligneuses, sur la placette P, pour l'année X. Moyenne pondérée par les taux de recouvrement, des taux d'abrouitissement sur la placette P de l'ensemble des espèces ligneuses.	$A_{(L, P, X)}$	$A_{(L, P, X)} = \frac{\sum_{(de E=1 \text{ à } nL)} [A_{(E, P, X)} * R_{(E, P, X)}]}{\sum_{(de E=1 \text{ à } nL)} [R_{(E, P, X)}]}$
Taux d'abrouitissement des espèces semi-ligneuses	Taux d'abrouitissement moyen de l'ensemble des espèces semi-ligneuses, sur la placette P, pour l'année X. Moyenne pondérée par les taux de recouvrement, des taux d'abrouitissement sur la placette P de l'ensemble des espèces semi-ligneuses.	$A_{(SL, P, X)}$	$A_{(SL, P, X)} = \frac{\sum_{(de E=1 \text{ à } nSL)} [A_{(E, P, X)} * R_{(E, P, X)}]}{\sum_{(de E=1 \text{ à } nSL)} [R_{(E, P, X)}]}$
Taux d'abrouitissement d'une espèce	Taux de recouvrement de l'espèce E, sur la placette P, relevé l'année X.	$A_{(E, P, X)}$	
Taux d'abrouitissement annuel moyen global	Taux d'abrouitissement moyen de l'ensemble des espèces, sur l'ensemble des placettes, pour l'année X. Moyenne pondérée par les taux de recouvrement, des taux d'abrouitissement de l'ensemble des espèces sur l'ensemble des placettes.	$A_{(G, X)}$	$A_{(G, X)} = \frac{\sum_{(de P=1 \text{ à } nP)} \sum_{(de E=1 \text{ à } nE)} [A_{(E, P, X)} * R_{(E, P, X)}]}{\sum_{(de P=1 \text{ à } nP)} \sum_{(de E=1 \text{ à } nE)} [R_{(E, P, X)}]}$
Taux d'abrouitissement annuel moyen des espèces ligneuses	Taux d'abrouitissement moyen de l'ensemble des espèces ligneuses, sur l'ensemble des placettes, pour l'année X. Moyenne pondérée par les taux de recouvrement, des taux d'abrouitissement de l'ensemble des espèces ligneuses sur l'ensemble des placettes.	$A_{(L, X)}$	$A_{(L, X)} = \frac{\sum_{(de P=1 \text{ à } nP)} \sum_{(de E=1 \text{ à } nL)} [A_{(E, P, X)} * R_{(E, P, X)}]}{\sum_{(de P=1 \text{ à } nP)} \sum_{(de E=1 \text{ à } nL)} [R_{(E, P, X)}]}$
Taux d'abrouitissement annuel moyen des espèces semi-ligneuses	Taux d'abrouitissement moyen de l'ensemble des espèces semi-ligneuses, sur l'ensemble des placettes, pour l'année X. Moyenne pondérée par les taux de recouvrement, des taux d'abrouitissement de l'ensemble des espèces semi-ligneuses sur l'ensemble des placettes.	$A_{(SL, X)}$	$A_{(SL, X)} = \frac{\sum_{(de P=1 \text{ à } nP)} \sum_{(de E=1 \text{ à } nSL)} [A_{(E, P, X)} * R_{(E, P, X)}]}{\sum_{(de P=1 \text{ à } nP)} \sum_{(de E=1 \text{ à } nSL)} [R_{(E, P, X)}]}$
Taux d'abrouitissement annuel moyen de l'espèce E	Taux d'abrouitissement moyen de l'espèce E, sur l'ensemble des placettes, pour l'année X. Moyenne pondérée par les taux de recouvrement, des taux d'abrouitissement de l'espèce E sur l'ensemble des placettes.	$A_{(E, X)}$	$A_{(E, X)} = \frac{\sum_{(de P=1 \text{ à } nP)} [A_{(E, P, X)} * R_{(E, P, X)}]}{\sum_{(de P=1 \text{ à } nP)} [R_{(E, P, X)}]}$
Fréquence d'abrouitissement de chacune des espèces ligneuses et semi-ligneuses	Fréquence d'abrouitissement de l'espèce E, sur l'ensemble des placettes, l'année X.	$F.abr_{(E, X)}$	$F.abr_{(E, X)} = \text{Nombre de fois où l'espèce est présente et abrouit. / nombre de placettes de l'échantillon.}$

Notations et formules des variables utilisées dans l'analyse (3/3)

Tableau 15 : Notations et formules des variables de diversité.

Caractéristique	Signification	Notation	Formule
	Richesse spécifique de la parcelle P, relevée l'année X. Nombre des espèces (ligneuses et semi-ligneuses) présentes sur la parcelle P, l'année X.	$S_{(G, P, X)}$	$S_{(G, P, X)} = n_E$
Richesse spécifique	Richesse spécifique du groupe des ligneux de la parcelle P, relevée l'année X. Nombre des espèces ligneuses présentes sur la parcelle P, l'année X.	$S_{(L, P, X)}$	$S_{(L, P, X)} = n_L$
	Richesse spécifique du groupe des semi-ligneux de la parcelle P, relevée l'année X. Nombre des espèces semi-ligneuses présentes sur la parcelle P, l'année X.	$S_{(SL, P, X)}$	$S_{(SL, P, X)} = n_{SL}$
Diversité de Shannon	Indice de diversité de Shannon de la placette P, relevée l'année X.	$H'_{(P, X)}$	$H'_{(P, X)} = -\sum_{(E=1 \text{ à } n_E)} [p_E \ln p_E]$, avec p_E , abondance relative de l'espèce E, estimée par $R_{(E, P, X)} / R_{(G, P, X)}$.
Equitabilité de Shannon	Indice d'équitabilité de Shannon de la placette P, relevée l'année X.	$E_{(P, X)}$	$E_{(P, X)} = H'_{(P, X)} / \ln S_{(G, P, X)}$.
Diversité de Simpson	Inverse de l'indice de Simpson de la placette P, relevée l'année X.	$1 / D_{(P, X)}$	$1 / D_{(P, X)} = 1 / \sum_{(E=1 \text{ à } n_E)} [p_E^2]$, avec p_E , abondance relative de l'espèce E, estimée par $R_{(E, P, X)} / R_{(G, P, X)}$.
Dominance de Berger-Parker	Inverse de l'indice de Berger-Parker de la placette P, relevée l'année X.	$1 / d_{(P, X)}$	$1 / d_{(P, X)} = 1 / [N_{\max} / N]$, avec N_{\max} , abondance de l'espèce dominante, estimée par $R_{(E, P, X)}$ max. et N, abondance cumulée de toutes les espèces (ligneuses et semi-ligneuses), estimée par $R_{(G, P, X)}$.

Diversité

ANNEXE 10

Conclusions des tests des rangs signés réalisés sur la variable taux d'abrouissement pour chacune des espèces ligneuses et semi-ligneuses

Tableau 16 : Conclusions des tests de comparaison entre années du taux d'abrouissement par espèce.

	Espèce	Conclusion
Ligneuses	CHP	Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
	BOU	Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
	CHA	Variations significatives : [1992, 1996] < [2000]
	HET	Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
	PIM	Présente au moins une année mais non consommée.
	PSY	Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
	POI	Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
	TRE	Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
	MER	Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
	CHE	Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
	SAU	Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
	ALT	Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
	Semi-ligneuses	NOI
CAL		Présente au moins une année mais non consommée.
CORS		Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
AUB		Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
DAP		Présente au moins une année mais non consommée.
FUS		Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
LIE		Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
HOU		Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
TRO		Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
CHV		Variations significatives : [1996, 1992, 2000] < [2004]
NER		Présente au moins une année mais non consommée.
PRU		Abrouissement anecdotique : présente en 2004 mais consommée sur une seule placette.
BRD		Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
EGL		Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
RON		Variations significatives : [1996] < [1992, 2000] < [2004]
FRG		Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
GEN		Pas de variation significative entre les 4 années 1992, 1996, 2000 et 2004.
VIL		Présente au moins une année mais non consommée.
GNV		Présente au moins une année mais non consommée.
CORM		Présente au moins une année mais non consommée.
SUP	Présente au moins une année mais non consommée.	
CAM	Présente au moins une année mais non consommée.	