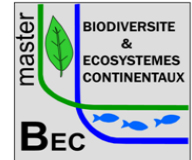




Master Sciences de la Terre, Ecologie, Environnement  
spécialité **Biodiversité et Ecosystèmes Continentaux**

parcours de seconde année

Fonctionnement  
des  
Ecosystèmes  
Terrestres



Année universitaire 2011-2012

# Elaboration d'un protocole d'identification des forêts subnaturelles et leur intégration à la gestion forestière



par Guillaume Grosso

Sous la Direction de :

**Marc Fuhr** Ingénieur-Chercheur en écologie des forêts de montagne, IRSTEA  
< marc.fuhr@irstea.fr >

**Jean-François Lopez** Chargé de mission patrimoines naturels - attaché scientifique, PNR du Massif  
des Bauges

< jf.lopez@parcdesbauges.com >

Laboratoire d'accueil :

**IRSTEA** 2 rue de la Papeterie BP 76 38402 St-Martin-d'Hères cedex  
**PNR du Massif des Bauges** Maison du Parc 73630 Le Châtelard

## **Résumé**

Une vieille forêt ou forêt subnaturelle se distingue des autres notamment par le bouclage de son cycle sylvigénétique. Il existe différents protocoles permettant d'approcher la naturalité d'une forêt. Mais ils sont très lourds à mettre en œuvre et non calibrés pour des forêts de montagne. Nous avons donc créé un protocole spécialement étudié pour discriminer les forêts subnaturelles de montagne dont la gestion extensive leur confère des caractéristiques proches des forêts à stades vieilliss. Nous avons échantillonné 57 placettes réparties selon des modalités à la fois d'ancienneté du couvert et de date dernière coupe. Il est ressorti de notre étude que les indicateurs capables de discriminer les forêts subnaturelles de montagne sont : le volume de bois mort au sol de plus de 30cm de diamètre, le nombre de stades de décomposition de ce bois mort et la surface terrière des arbres de plus de 77,5cm de diamètre à 1,3m. De plus, ces variables ne sont pas corrélées à la date de dernière coupe habituellement prise comme entrée pour discriminer les forêts subnaturelles. Il apparaît que les forêts maximisant ces variables sont celles qui ont une fertilité relativement élevée et qui ont sauté au moins deux rotations. Dans le massif des Bauges, l'enjeu de conservation n'est donc pas spécialement sur des forêts abandonnées depuis longtemps, mais bel et bien dans celles pouvant être ré-exploitées dans le cadre des programmes de remobilisation des bois.

## **Abstract**

Mature forests are very rare and characterized by the presence of all the sylvigenetics stages. In order to include them in forest management it's important to discriminate them from other forests. We studied the special case of mountain forests, which have a structure similar to the one of mature stand thanks to their extensive management. We studied 57 plots classified by age of place setting and date of last cut. We shown that the best indicators to discriminate mature forests from other are: coarse woody debris ( $\varnothing > 30\text{cm}$ ), their number of stages of decomposition and the basal area of trees ( $\varnothing > 77,5\text{cm}$ ). These variables are not correlated to the date of the end of exploitation, often taken as enter keys of mature stand. Moreover, it appears that the forests with the best score for their variables are those with a relatively high fertility and have not been exploited for at least two rotations. In our study of French Alps forest massif (the Bauges) the issue was not for the long-time abandoned forests but rather for forests that can be exploited in a near future on the impulse of remobilisation program.

<b>1. Introduction</b>	<b>p1</b>
1.1. Qu'est-ce qu'une forêt d'intérêt écologique	p1
1.1.1. Forêt liée à un habitat d'espèce	p1
1.1.2. Forêt ancienne	p1
1.1.3. Vieille forêt	p1
1.2. Caractéristiques des forêts subnaturelles	p2
1.2.1. Composition	p2
1.2.2. Structure dendrométrique des arbres vivants	p3
1.2.3. Le bois mort	p4
1.3. Implication pour la biodiversité	p6
1.4. Contexte et objectifs	p7
1.4.1. Contexte régional	p7
1.4.2. Objectifs de l'étude	p8
<b>2. Matériels et méthodes</b>	<b>p8</b>
2.1. Zone d'étude	p9
2.2. Elaboration d'une grille de critères et indicateurs	p9
2.3. Plan d'échantillonnage	p9
2.4. Relevés de terrain	p11
2.5. Analyses statistique	p11
<b>3. Résultats</b>	<b>p12</b>
3.1. Structuration et classification des placettes	p12
3.2. Comparaison avec les protocoles WWF et IBP	p14
3.3. Estimation de la DDC	p15
<b>4. Discussion</b>	<b>p16</b>
4.1. Classification des placettes et naturalité	p16
4.2. Notations des autres protocoles	p17
4.3. Estimation de la DDC	p17
4.4. Protocole socle	p19
<b>5. Conclusion</b>	<b>p20</b>

## 1. Introduction

### 1.1. Qu'est-ce qu'une forêt d'intérêt écologique

L'intérêt écologique (IE) peut être lié à l'habitat (Boissier et al., 2005), l'ancienneté du couvert (Dupouey et al., 2002) et les stades vieilliss (Vallauri, 2003 *in* Kristo, 2011). Ces trois approches ont chacune leurs caractéristiques et semblent renseigner sur des compartiments différents et complémentaires de la biodiversité.

#### 1.1.1. Forêt liée à un habitat d'espèce

L'IE d'une forêt peut être majeur par les groupements végétaux qu'elle constitue ou du fait de la présence d'une espèce patrimoniale. Dans ce cas, il existe différents moyens de protection pour prendre en compte cette richesse dans la gestion forestière (Arrêté Préfectoral de Protection de Biotope, Natura 2000, Réserves Biologiques Intégrales, ...).

#### 1.1.2. Forêt ancienne

Une forêt ancienne constitue une forêt au couvert continu dans le temps, jamais défrichée (depuis au moins 150ans ; présente durant le minimum forestier) (Dupouey et al., 2002). En l'état actuel des connaissances, les forêts anciennes se différencient des autres surtout par leur strate herbacée. En Europe, d'après une méta-analyse de Dupouey et al. (2002), certaines espèces sont inféodées aux forêts anciennes notamment en raison de leurs faibles capacités de dispersions, environ 30m/siècle (Deconchat and Ballent, 2004 ; Hermy, 1999). Les plantes inféodées aux forêts anciennes sont importantes car elles témoignent par leurs écologies : de la qualité de la forêt et de l'ancienneté de l'état boisé, facteurs contrôlant de façon importante les fonctionnements écosystémiques et la diversité des écosystèmes forestiers (Dupouey et al., 2002 ; Hermy et al., 1999). De plus, les plantes des forêts anciennes sont sujettes à l'extinction car incapables de coloniser leur habitat au moins aussi vite qu'il disparaît (Hermy et al., 1999).

#### 1.1.3. Vieille forêt

Les vieilles forêts/forêts à stades vieilliss sont aussi appelées forêts surmatures ou subnaturelles. Une vieille forêt se distingue par le bouclage du cycle sylvigénétique (Figure 1). Cet état vieilli s'étale sur un continuum allant d'une forêt sur-mature ayant dépassé l'âge d'exploitabilité depuis au moins une rotation jusqu'à la forêt primaire constituant une forêt vierge de toute influence humaine (Dupouey et al., 2002). Ce sont ces forêts à stades vieilliss qui vont nous intéresser dans cette étude. Nous les nommerons par la suite forêts subnaturelles

(S) pour ne pas prendre en compte uniquement les forêts ayant dépassé l'âge d'exploitabilité mais aussi celles qui, malgré leurs exploitations, présentent des caractéristiques de vieilles forêts. En effet, en montagne, la sylviculture étant très extensive, certaines forêts exploitées ont des caractéristiques proches des forêts vieilles (Fuhr, 2011). Une vieille forêt présente des caractéristiques de maturité avancée (Febvre and Gautier, 2011) détaillées ci-après.

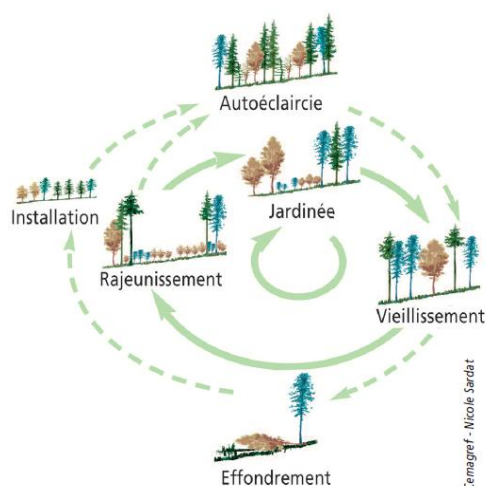
## 1.2. Caractéristiques des forêts subnaturelles

On peut définir un écosystème forestier par 3 attributs : sa *composition*, sa *structure*, et sa *fonction* (McElhinny et al., 2005). La *composition* identifie les différentes composantes de l'écosystème. La *structure* prend en compte la distribution des dimensions des différentes composantes de l'écosystème. La *fonction* décrit la manière dont les processus écologiques se déroulent ainsi que leur taux de réalisation.

### 1.2.1. Composition

Les forêts S sont majoritairement composées d'espèces de fin de cycle (dryades) car les stades sylvigénétiques présents sont les plus avancés (vieillessement, effondrement). Ces espèces sont quasi uniquement autochtones (Lair, 2011 ; Libis, 2011). On distingue deux types d'origine d'espèces d'après Petit (2004), allochtones et autochtones.

Il semblerait également que le nombre total d'espèces végétales d'une forêt dépende du stade sylvigénétique (Uotila and Kouki, 2005).



**Figure 1.**

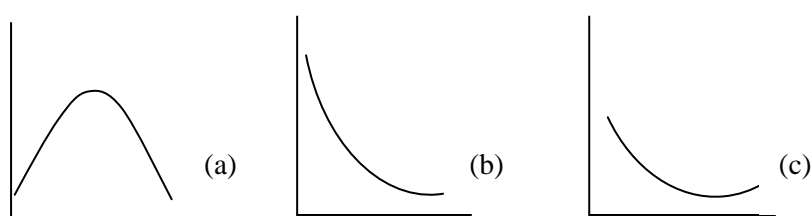
Schéma des cycles sylvigénétiques de la hêtraie sapinière (Gauquelin and Courbaud, 2006).

### 1.2.2. Structure dendrométrique des arbres vivants

La structure du peuplement est une composante essentielle pour décrire une forêt et peut se décomposer en trois parties, la structure dendrométrique, la structure spatiale et la stratification verticale (Gosselin and Laroussinie, 2004).

Pour McElhinny et al. (2005), la structure d'un peuplement peut se caractériser à l'aide de différentes mesures : l'*abondance* des espèces et des diamètres ou diameter at breast height (DBH) ; l'*abondance relative* ; la *richesse spécifique* ; la *distribution des dimensions* ; la *variation spatiale*. La répartition des arbres dans les classes de DBH varie d'un type de forêt à un autre. Cette différence de répartition, accentuée en forêt S, s'exprime dans les classes de DBH supérieures, très gros bois (TGB  $\geq 62,5$ cm DBH) et très très gros bois (TTGB  $\geq 77,5$ cm DBH) (Figure 2). En effet, d'après plusieurs études, dans les forêts non exploitées les gros bois sont plus présents car non exploités (Bretz Guby and Bobbertin, 1996 ; Kirby, 1991 ; McGee et al., 1999), jusqu'à 10 fois plus pour *Pinus sylvestris* en forêts boréales anciennes d'après Siitonen et al. (2000). D'après une étude de McGee et al. (1999) sur des vieilles forêts de feuillus du Nord des Etats-Unis la structure caractéristique d'une vieille forêt serait de 16 arbres vivant par hectare avec un DBH  $\geq 50$ cm et 6 tiges/ha avec un DBH  $\geq 70$ cm. Pour Whitman and Hagan (2007) après une étude en forêt tempérée et boréale au Canada, la limite entre peuplement mature et en fin de succession serait à 450 tiges/ha ( $\geq 40$ cm DBH) pour les forêts de feuillus et 400 tiges/ha ( $\geq 40$ cm DBH) pour les pessières-sapinières d'altitude.

La biomasse sur pied est également une caractéristique importante des forêts S, mais les résultats des études ne sont pas tous concordants. Elle semble augmenter avec l'âge du peuplement comme le montre Siitonen et al. (2000) dans une étude sur des peuplements de *Picea abies* : le volume sur pied observé d'arbres vivants est d'environ 300m<sup>3</sup>/ha dans les peuplements matures, 330m<sup>3</sup>/ha dans les sur-matures et 400m<sup>3</sup>/ha dans les peuplements anciens. En revanche, la surface terrière (G) ne semble généralement pas significativement supérieure dans un peuplement non géré pour la réserve de Fontainebleau et certaines forêts



**Figure 2.**

Courbes indicatives typiques des répartitions du nombre de tiges en fonction du diamètre de l'arbre selon le type de peuplement. a : futaie régulière. b : futaie irrégulière. c : forêt S. (Fuhr, pers. comm. 2012).

du Vercors (Kristo, 2011 ; Vuidot et al., 2011). Cela pourrait s'expliquer par la différence de répartition de la surface, beaucoup de petits bois seraient équivalent à quelques gros bois. La densité des peuplements ne semble pas changer d'une forêt ancienne à une forêt mature gérée (Hale et al., 1999).

Un microhabitat d'un arbre correspond à toutes formes de singularité physique susceptible de se développer sur un arbre (trous de pics, cavités à terreau, fissures, écorces décollées, cavités de pieds...) (Tableau 1). Il renseigne précisément la biodiversité qui lui est inféodée (Vuidot et al., 2011). Les microhabitats (de types cavités) se forment préférentiellement sur des arbres de fort DBH ( $\geq 90$ cm) (Branquart et al., 2005) dans les chênaies et les hêtraies d'Europe occidentale ; ceci est surtout dû à leur histoire relativement longue et à l'épaisseur du bois tamponnant efficacement les conditions climatiques (Larrieu et al., 2010 ; Vuidot et al., 2011). Même si les microhabitats ne sont pas répartis de façon identique entre forêts gérées ou non, deux arbres similaires soumis aux mêmes conditions auront la même probabilité d'accueillir un microhabitat quelque soit le traitement (Vuidot et al., 2011). En montagne, les peuplements riches en gros bois (GB) ( $\varnothing > 42,5$ cm) et très gros bois (TGB) ( $\varnothing > 62,5$ cm) sont très représentés, comme en témoigne l'évolution du volume moyen au cours des derniers inventaires de l'IFN (Figure 3).

### 1.2.3. Le bois mort

Le bois mort fait partie intégrante des forêts naturelles, il héberge près de 25 % de la biodiversité forestière (Bouget, 2007 *in* Larrieu and Gonin, 2008), notamment des espèces cavernicoles et saproxyliques qui réalisent leur cycle totalement ou partiellement dans du bois

Microhabitat	Organismes associés
Cavités .....	oiseaux, mammifères (dont chiroptères), arthropodes
Fentes .....	chiroptères, arthropodes, oiseaux
Bois morts .....	insectes, reptiles, amphibiens, algues, bryophytes, plantes vasculaires, champignons, poissons, oiseaux, micromammifères, myxomycètes
Dendrotelmes (cavités remplies d'eau) .....	insectes
Sporophores de champignons saproxyliques .....	insectes
Coulées de sève .....	arthropodes

**Tableau 1.**

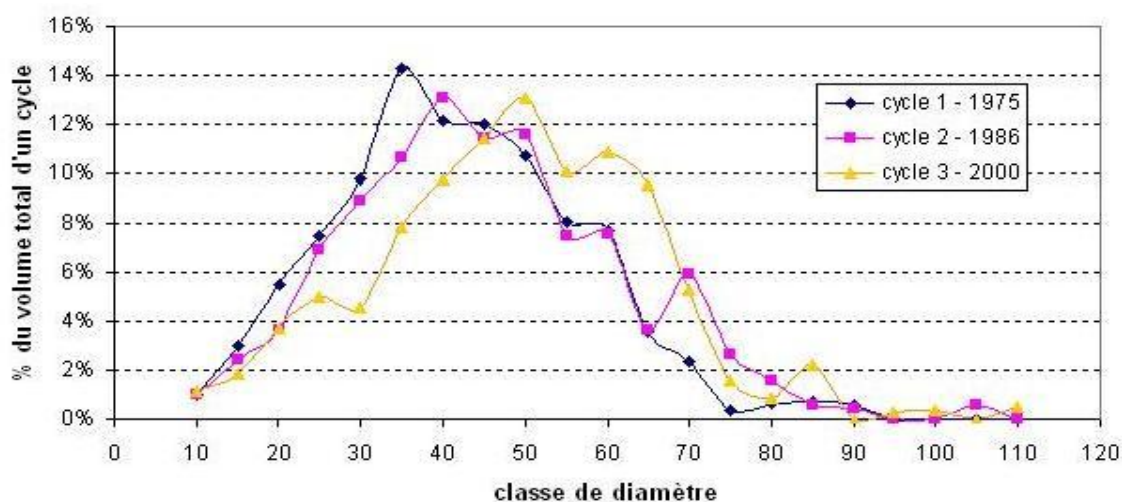
Exemple d'organismes liés aux microhabitats des arbres présents en forêt S (Larrieu and Gonin, 2008 *in* Kristo, 2011).

mort (Marage and Lemperiere, 2005). Il fait également partie de cycles écologiques et géologiques importants (Maser et al., 1988 *in* Green and Peterken 1997 ; McCarthy and Bailey, 1994 *in* Bretz Guby and Dobbertin 1996 ; Samuelson et al., 1994 *in* Green and Peterken 1997). On distingue deux classes au sein de ce compartiment, le bois mort sur pied et le bois mort au sol, cette distinction se fait souvent à la limite de hauteur de 1,3m (Brucciamachie, 2005b).

Le nombre d'arbres morts sur pied par hectare dans les forêts gérées est d'autant plus faible que les diamètres recherchés sont élevés, de plus le nombre de feuillus morts sur pied y est également significativement plus faible que les résineux morts sur pied ; cela est certainement lié au fait que la vitesse de décomposition varie avec les diamètres et les espèces (Marage and Lemperiere, 2005 ; Taylor and MacLean, 2007 ; Venderwel et al., 2007). Dans une forêt des Alpes du Sud (France), Marage and Lemperiere (2005) ont obtenu des volumes de bois mort sur pied 4 fois supérieurs en forêt non gérée qu'en forêt gérée ( $64,6 \pm 19,8\text{m}^3/\text{ha}$  contre  $15,8 \pm 6,0\text{m}^3/\text{ha}$ ). Le nombre de souches d'origine anthropique semble être inférieur en vieilles forêts (Fuhr, 2011 ; Fuhr et al., 2010 ; McGee, 1999).

Le volume de gros bois mort au sol ( $\emptyset \geq 30\text{cm}$ ) diffère significativement entre les forêts gérées et les forêts non gérées (Hale et al., 1999 ; Vallauri, 2005). Tyrrell et Crow (1994) pensent que l'on distingue une forêt S des autres à partir d'un volume au moins égal à  $80\text{m}^3/\text{ha}$ . La répartition des classes de pourriture (Tyrrell and Crow, 1994) ainsi que la présence de stades de décomposition avancés (Gilg, 2004) semble être caractéristique des peuplements vieilliss.

Dans différentes hêtraies européennes mises en réserve le volume de bois mort total est en



**Figure 3.**

Evolution des diamètres en forêts de montagne sur trois dates différentes d'après des relevés de l'IFN. (ONF, résultats non publiés)



moyenne de 130 m<sup>3</sup>/ha avec un maximum de 550 m<sup>3</sup>/ha (Christensen, 2005) alors que le volume le plus couramment rencontré en forêt exploitée est 13 fois inférieur avec 10 m<sup>3</sup>/ha (Vallauri, 2002 *in* Christensen, 2005). La dynamique des bois morts dépend des types de contraintes auxquelles sont soumis le peuplement notamment leurs fréquences et échelles, exploitation *régulière* en forêt gérée et perturbations *aléatoires* en forêt S (Christensen, 2005 ; Green and Peterken, 1997). La dynamique naturelle des hêtraies se caractérise par des perturbations de faible ampleur et de fortes fréquences (Christensen, 2005). Cette dynamique imprime fortement la succession des communautés saproxyliques (champignons, insectes,...) très différentes selon les stades de décomposition du bois mort (Gilg, 2004 ; Paillet et al., 2010). Les volumes de bois mort varient en fonction du temps, du type de forêt, de la sylviculture et du stade de sylvigénèse (Christensen, 2005 ; Dodelin et al., 2010 ; Marage and Lemperiere, 2005), en hêtraie de montagne, cette variation semble être relativement faible avec  $\pm 25$  m<sup>3</sup>/ha (Christensen, 2005). Pour Marage and Lemperiere (2005), dans certaines forêts des Alpes du Sud, la densité de bois mort est seulement affectée par la phase sylvigénétique.

La structuration/répartition horizontale du bois mort sur pied varie également avec les types de peuplements et est importante notamment du point de vue de la continuité des habitats. Il en est de même pour le bois mort au sol, dont la répartition peut être agrégée ou dispersée selon les causes de leur mort et la pente de la forêt. Il ressort toutefois que si les bois morts sont en agrégats, cela va favoriser des espèces inféodées à des habitats temporaires ; alors que si les bois morts sont plus répartis spatialement, cela va favoriser le développement d'espèces à faible capacité de dispersion (Bouget and Gosselin, 2005 ; Christensen and Hahn, 2005).

### 1.3. Implication pour la biodiversité

La conservation d'espèces est devenue une priorité internationale pour des raisons éthiques et économiques (Burton et al., *in* Deconchat and Balent, 2004). Dans cette étude, nous nous plaçons dans le paradigme de la complémentarité des niches selon lequel, en augmentant la diversité des niches, on augmente potentiellement la biodiversité.

Il est couramment admis que la richesse spécifique est plus grande en forêt non gérée que gérée. Pourtant, Paillet et al. (2010) ont montré, après une méta-analyse sur 120 forêts européennes, que cet effet est très peu significatif (+6,8%), voir nul (Hale et al., 1999). Ceci pourrait-être dû au fait que tous les groupes fonctionnels ne répondent pas de la même façon à la gestion et aux différents stades sylvigénétiques. Par exemple, les plantes vasculaires et les coléoptères non saproxyliques, semblent avoir une plus forte diversité en forêt gérée (Paillet et

al., 2010). De même, au sein des plantes vasculaires, les graminéoïdes seraient plus abondantes après une coupe rase et presque absentes d'une jeune forêt naturelle, alors que ce serait le contraire pour les arbustes (1-2m) (McElhinny et al., 2005).

La composition des forêts est spécifique à chaque type (Dupouey et al., 2002 ; Hale et al., 1999). Les forêts S comportent certains habitats spécifiques et accueilleront donc une biodiversité spécifique inféodée à ces habitats, comme les insectes saproxyliques (Bütler Sauvain, 2003 ; Marage and Lemperiere, 2005 ; Paillet et al., 2010), les oiseaux et notamment les pics (Bütler Sauvain, 2003 ; Marage and Lemperiere, 2005 ; Vuidot et al., 2011), les lichens (Paillet et al., 2010), les champignons (Paillet et al., 2010 ; Vuidot et al., 2011) (Tableau 1).

Les forêts S n'ont pas un simple intérêt relatif à la biodiversité. Elles assurent également des taux de réalisation des cycles biogéochimiques plus forts et ont donc globalement un meilleur fonctionnement écosystémique (Dupouey et al., 2002 ; Gilg, 2010, 2004). Enfin, d'après une étude de Luyssaert (2008), contrairement à ce qui est couramment admis, les vieilles forêts continueraient à stocker du carbone.

#### 1.4. Contexte et objectifs

##### 1.4.1. Contexte régional

Avec un plan d'action pour la constitution d'un réseau de forêts en libre évolution, les acteurs forestiers et naturalistes de Rhône-Alpes souhaite placer 10% de la surface forestière en évolution naturelle d'ici 2020. Ce réseau de forêts en évolution naturelle (FRENE) porté par l'association réseau écologique forestier Rhône-Alpes (REFORA) garantira le bon fonctionnement des écosystèmes forestiers. Il contribuera à améliorer les connaissances relatives à la dynamique spontanée de ces écosystèmes, leur résilience, compléter et augmenter la diversité de la Trame Verte et Bleu régionale (Camus, 2010 ; Dodelin et al., 2010). Les protocoles les plus couramment utilisés pour identifier ces forêts sont l'indice de biodiversité potentielle (IBP) dont l'objectif est de donner aux gestionnaires un outil pratique d'estimation indirecte de la biodiversité (Larrieu and Gonin, 2008) et le protocole WWF (Rossi and Vallauri, 2011) qui vise à caractériser des forêts déjà reconnues comme à haute valeur écologique. Les études sur ce sujet continuent en Rhône-Alpes avec notamment un travail de centralisation des résultats, et dans l'écorégion méditerranéenne avec la description des sites du programme Forêts anciennes de Méditerranées du WWF (Bardin pers. comm., 2012).

### 1.4.2. Objectifs de l'étude

Cette étude se pose dans le cadre d'une demande des commissions « patrimoine naturel » et « forêt/filière » bois du parc naturel régional du massif des Bauges (PNRMB), faisant face à une problématique de mobilisation de bois différentes (exploitation par câble, bois énergie) entraînant une perte potentielle forte de diversité biologique. Le PNRMB a déjà recensé ses forêts anciennes (Lair, 2011) et ses habitats forestiers remarquables (Lopez et al., 2005). L'étape suivante est donc de construire et tester un protocole permettant de discriminer les forêts S des autres forêts. Il devra s'agir d'un outil simple, avec les critères suivants :

- utiliser les indicateurs les plus pertinents possibles.
- se caler au maximum sur les données déjà récoltées par les gestionnaires lors des révisions d'aménagements. Il pourra ainsi être mis en place avant chaque décision sylvicole importante et permettra de prendre des décisions en connaissance de cause.
- il pourra également servir de protocole socle dont le REFORA a actuellement besoin.

Notre objectif se décompose en trois questions :

- (i) Les variables choisies structurent-elles une classification des parcelles? En effet, la gestion extensive confère des structures relativement subnaturelles aux forêts de montagne. Il s'agit ici de vérifier que les variables choisies sont pertinentes pour classer et donc prioriser différentes forêts dans l'objectif de leur intégration à la gestion forestière.
- (ii) Les notes des protocoles WWF et de l'IBP structurent-elles cette classification? Il existe une grille exhaustive de référence, le protocole WWF (Rossi and Vallauri, 2011), mais elle est beaucoup trop lourde pour notre objectif et non adaptée au contexte de Rhône-Alpes, l'IBP (Larrieu and Gonin, 2008) quand à lui, bien que largement employé, n'a pas été calibré pour les forêts de montagnes. Il s'agit de vérifier si ces protocoles peuvent être utilisés dans de telles forêts.
- (iii) Quelles sont les combinaisons de variables permettant d'approximer le mieux la DDC des forêts? Dans le cas particulier des forêts privées pour lesquelles la date de dernière coupe (DDC) n'est pas toujours connue, et dans un objectif de mise en place d'un protocole prototype dans les forêts privées, il sera intéressant de pouvoir approximer la (DDC), considérée comme une bonne approche des forêts S.

## 2. Matériels et méthodes

### 2.1. Zone d'étude

Cette étude s'est déroulée dans le PNRMB (Savoie ; France ; 06°08'E 45°40'N) dans quatre forêts, forêt départementale de la Combe d'Aillon (595ha), forêt domaniale du

Cimeteret (320ha), forêt sectionale de Montlardier (88,56ha) et forêt communale de St Jorioz (175ha). Ces forêts ont été choisies pour leur type de végétation, majoritaire dans le massif la hêtraie sapinière (41,13 code Corine Biotope), la connaissance que l'on a du facteur ancien/récent (Lair, 2011), et leur très prochaine révision d'aménagement permettant de se caler encore mieux sur les méthodes de mesures de l'Office national des forêts (ONF). Seules des forêts publiques ont été sélectionnées car les données de gestion anciennes y sont fiables et faciles d'accès.

## 2.2. Elaboration d'une grille de critères et indicateurs

Un critère correspond à une approche d'un des trois attributs de la forêt (composition, structure, fonction), un indicateur est un objet mesurable de propriétés ou phénomènes difficilement accessibles (Deconchat and Balent, 2004). Un indicateur doit :

- être suffisamment sensible pour détecter rapidement des changements.
- donner une réponse relativement précise pour une large gamme de changements.
- séparer les processus naturels de ceux induits par les activités humaines.

Notre but a été de synthétiser un protocole d'identification des forêts S. Nous avons donc étudié 6 rapports différents ayant mis en œuvre un protocole d'identification des forêts d'IE, en Rhône-Alpes (Kristo, 2011 ; Ladet and Bauvet, 2011 ; Lair, 2011 ; Libis, 2011; Rouveyrol, 2009), et au mont Ventoux (Parrot, 2011). Dans chacune de ces études, les auteurs jugeaient certains indicateurs particulièrement pertinents au vue de leurs résultats. Nous avons conservé ceux qui étaient cités au moins deux fois comme pertinents, auxquels nous avons ajouté un autre indicateur jugé comme manquant par rapport à la littérature et un descripteur, élément permettant d'aider à la prise de décisions. Notre protocole a pu se caler sur 3 des indicateurs relevés par l'ONF parmi une liste d'indicateurs à relever lors des inventaires des révisions d'aménagement (document orientant la sylviculture des 20 prochaines années). Les critères conservés à partir des 6 rapports études sont basées sur l'IBP ou le protocole du WWF. Nous avons donc pris des méthodes de mesures différentes de celles préconisées par ces protocoles pour pouvoir déterminer laquelle des deux est la plus judicieuse. Pour les critères relevés par l'ONF, nous avons choisi les mêmes méthodes de mesures afin de déterminer s'ils pouvaient être utilisés tels quels pour l'identification de forêts S. Nous avons ainsi obtenu un protocole prototype (Tableau 2).

## 2.3. Plan d'échantillonnage

Nous avons choisi de tester une première modalité correspondant à l'ancienneté du

**Tableau 2.**

Justification, description et méthodes de mesures des indicateurs utilisés dans le protocole prototype. Les indicateurs sont en italique et regroupés selon le critère qu'ils caractérisent. Les indicateurs en gras interviennent comme descripteurs. Les indicateurs en blanc sont ceux qui ont été cités au moins deux fois comme pertinents, le chiffre en fin de description correspond au nombre de citation et la mention ONF signifie qu'ils sont relevés lors des inventaires d'aménagements. Les indicateurs grisés ont été rajoutés après réflexion. S'il n'y a qu'une seule explication dans Méthodes de mesures, l'indicateur est noté dans le protocole et pris sur le terrain de la même façon. 1 : Guide des sylvicultures de montagnes.

Critères	Indicateur	Justification et description	Méthodes de mesures	
			Noté dans le protocole	Pris sur le terrain
Composition spécifique	<i>Richesse spécifique</i>	Un peuplement mélangé est à priori plus favorable à la biodiversité. 2.	Lister les essences $\geq 17,5$ cm DBH	
Patrimonialité	<b>Type d'habitat</b>	Constitue une aide à la réflexion selon les résultats du protocole	A partir de carte de végétation noter le code Corine biotope et dire si l'habitat est patrimonial	
Diversité des habitats associés	<b>Nombre de type d'habitats associés</b>	Définit un accueil potentiel d'espèces inféodées à ces habitats. 2.	Noter le nombre de types d'habitats associés différents comptés sur la placette	Présence/absence de chaque type dans la liste du protocole WWF
Indigénat	<i>Part du couvert en peuplement exotique</i>	Indique l'origine des espèces. 2.	Classer ce pourcentage dans une des 5 classes suivantes : 100%; >50%; 25-50%; 0-25%; 0%	Indiquer le pourcentage du couvert végétal occupé par la/les essence(s) exotique(s) de la strate arborescente
Complexité structurale	<i>Structure du peuplement</i>	Indique si le peuplement est stratifié ou non et donne une idée du temps de rotation. 2, ONF.	Indiquer quel est le type de structure selon la typologie des structures Massif Alpin du GSM <sup>1</sup>	
Microhabitats des arbres	<i>Nombre de type de microhabitats</i>	Définit un accueil potentiel d'espèces inféodées à ces habitats. 2.	Noter le nombre de types de microhabitats des arbres différents comptés sur la placette	Présence/absence de chaque type dans la liste du protocole WWF
Maturité	<i>N &amp; G TGB et TTGB</i>	Définit si les arbres ont eu le temps de pousser jusqu'à de forts DBH. 2, ONF(pour TGB uniquement).	Relever le N et G par classe de DBH identique à celle de l'ONF, TGB $\geq 62,5$ cm DBH et TTGB $\geq 77,5$ cm DBH	
	<i>N &amp; G bois mort sur pied</i>	Définit si les arbres ont l'occasion de mourir sur place, d'alimenter le compartiment bois mort. 3. Prépondérant dans la littérature.	Relever le N et G du bois mort sur pied présent (hauteur de brisure $\geq 1,3$ m) et d'un DBH $\geq 30$ cm	
	<i>Nombre de stades de décomposition du bois mort</i>	Donne une indication sur le temps écoulé depuis la mort du bois et donc l'arrêt au moins partiel de l'exploitation	Noter le nombre de stades de décomposition différents	Présence/absence sur les 5 classes du protocole MEDD (Bruciamacchie, 2005b)
Empreinte moderne et contemporaine	<i>Volume Bois mort au sol</i>	Donne une indication sur l'arrêt d'exploitation et le temps depuis cet arrêt. 3.	Cuber seulement les bois $\geq 30$ cm. Nous utiliserons le protocole MEDD (Bruciamacchie, 2005a, 2005b)	
	<b>Accessibilité DDC</b>	Exprime la pression d'exploitation potentielle sur la forêt. 3, ONF. Indique le temps écoulé depuis l'arrêt d'exploitation et donc la potentielle évolution naturelle de la forêt. 3.	Relever la difficulté d'exploitation technique selon le GSM Se référer au sommier de l'ONF pour avoir la date précise de dernière coupe	
	<i>Nombre de souches coupées</i>	Donne une indication sur l'arrêt d'exploitation et sa durée. 3.	Dénombrer les souches $\geq 30$ cm	
	<i>Nombre de classe de pourriture présente</i>	Confirme ou non l'information donnée par la date d'ancienneté des coupes	Noter le nombre de stades de décomposition différents	Présence/absence sur les 5 classes du protocole MEDD (Bruciamacchie, 2005b)

couvert (limite de l'ancienneté fixée à 200ans) et une seconde correspondant à trois classes de DDC, 0-26 ans, 28-42ans,  $\geq 50$ ans. Nous avons ensuite croisé ces 2x3 modalités et obtenu 6 modalités différentes au total. Afin de noter ces modalités de façon plus commode, nous les avons codées sous forme de nombre à deux chiffres : ancien (1), récent (2), pour les chiffres des dizaines ; 0-26 ans (1), 28-42ans (2),  $\geq 50$ ans (3) pour les unités. Nous avons ensuite ajouté une lettre correspondant à la forêt étudiée, Cimeteret (I), Combe d'Aillon (A), Montlardier (M), St Jorioz(S). Les chiffres apparaissant après l'enchaînement d'une lettre et de deux chiffres correspondent simplement au numéro du point. Pour placer nos points d'échantillonnage, nous avons croisé l'ancienneté du couvert et les différentes classes de DDC grâce à un logiciel de système d'information géographique. Des points ont ensuite été tirés aléatoirement sur ces cartes pour chaque modalité en imposant une distance minimale de 100m entre les points de relevés.

#### 2.4. Relevés de terrain

Au long de cette étude, il a été réalisé 57 placettes de relevés réparties selon les 6 modalités. Afin de rejoindre chacun des points inventoriés, nous avons utilisé un GPS (Garmin etrex) d'une précision de 10m. A chaque placette, nous avons considéré sa fertilité, et ainsi éliminé les stations extrêmes ou trop contraignantes (dalles apparentes, sol superficiel,...). Nous avons également pris soin de placer nos points de telle sorte que les relevés ne soient pas biaisés par un chemin, une limite de parcelle (changement de modalité), une limite naturelle (falaise, éboulis, alpages,...). Une fois sur place, nous avons marqué le point au GPS, puis relevé l'ensemble des indicateurs des trois protocoles (prototype, WWF, IBP) sur une placette de 20m de rayon (Bruciamacchie, 2005b). Pour les mesures de distances et de hauteurs dominantes, nous avons utilisé un Vertex IV et un Transpondeur T3 (Haglöf Sweden AB, 2007). Pour les mesures de pentes et d'orientations, un clinomètre (Suunto PM-5 360PC) et une boussole (Suunto KB-14/400). Pour les diamètres des arbres et souches, un compas forestier (Haglöf Sweden AB). Pour les surfaces terrières, un relascope de Bitterlich (Spiegel Relaskop, Relaskop-technik Vertriebsges.m.b.h.) corrigeant directement l'effet de la pente sur les mesures.

#### 2.5. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont toutes été réalisées à l'aide du logiciel R version 2.12.0 (R Development Core team, 2010). Afin de répondre à (i) les variables choisies structurelles une classification des parcelles, nous avons choisi de réaliser une analyse en

composantes principales (ACP). Une toute première ACP a été réalisée avec toutes les variables du protocole prototype. Certaines de ces variables étaient redondantes/non discriminantes (N TGB et G TGB, N TTGB et G TTGB, N bois mort sur pied et G bois mort sur pied). Nous avons donc conservé seulement celles qui expliquaient le maximum de variance dans cette ACP ; G TGB (axe1 :9,24%, axe2 : 3,4%) ; G TTGB (axe1 :1,71%, axe2 : 19,76%) ; G bois mort sur pied (axe1 : 6,5, axe2 : 2,6%). Nous avons également retiré les variables patrimonialité et indigénat car leurs valeurs étaient les mêmes pour tous les relevés. Nous avons ensuite relancé une ACP avec 14 variables et obtenu l'ACP1 (Figure 4).

Pour répondre à (ii) les notes des protocoles WWF et de l'IBP structurent-elles cette classification, nous avons réalisé un test de corrélation de Spearman en se basant sur les coordonnées du premier axe factoriel d'une deuxième ACP (ACP2) réalisée avec les notes obtenues aux deux protocoles relevés sur la même placette (IBP et WWF). Cette ACP2 a pour variable celle exprimant la naturalité de nos forêts qui sont corrélées à l'axe factoriel 2 (F2) de l'ACP1.

Enfin, pour répondre à (iii), quelles sont les combinaisons de variables permettant d'approcher le mieux la structure des forêts subnaturelles et la date de dernière coupe (DDC), nous avons réalisé différentes régressions logistiques (fonction « glm » du package ade4) pour tester les modèles :

[1] :  $Y \sim N \text{ souches coupées} + N \text{ souche classe 1} + N \text{ souche classe 2} + N \text{ souche classe 3} + N \text{ souche classe 5}$ .

[2] :  $Y \sim N \text{ souches coupées} + N \text{ souche classe 1 \& 2} + N \text{ souche classe 3} + N \text{ souche classe 5}$ .  
Chacune de ces variables étant corrélée négativement à l'axe factoriel 1 (F1) de l'ACP1. Puis à partir des résultats de ces régressions logistiques et dans le but de déterminer un seuil de confiance à partir duquel une placette appartient à une placette de  $DDC \leq 26$  ans, nous avons réalisé une courbe sensibilité/spécificité (fonction « prediction » du package ROCR). Cette analyse est plus connue sous le nom de courbe receiver operating characteristic (ROC).

### 3. Résultats

#### 3.1. Structuration et classification des placettes

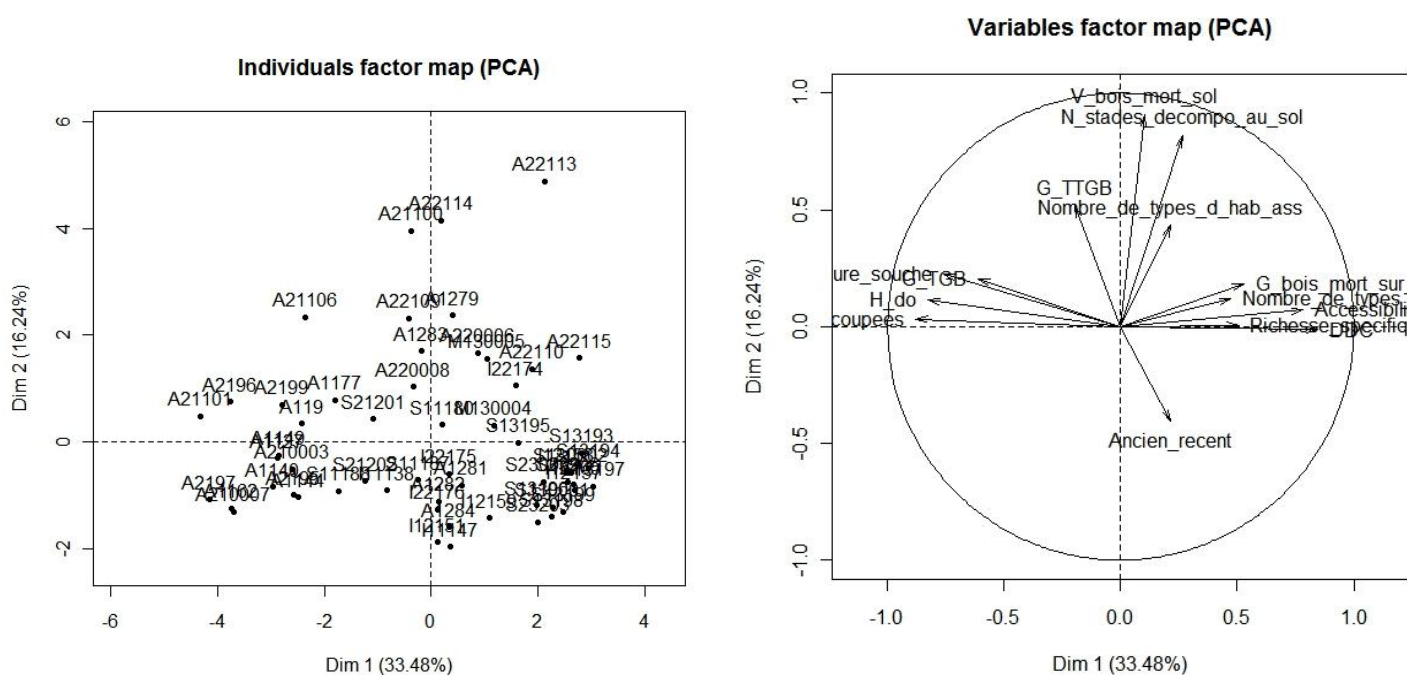
L'ACP1 extrait sur F1 33,48% et sur F2 16,24% de la variance. Nous avons donc choisi de conserver uniquement ces deux axes (Figure 4).

L'axe F1 reflète la fertilité et la facilité/difficulté d'exploitation des différentes placettes. Certaines variables très « parlantes » ont une forte contribution : hauteur dominante (H0) (14,45%) ; accessibilité (13,02%) ; DDC (15,25%) ; nombre de souches coupées (16,4%),

nombre classe de pourriture des souches (12,2%). Les modalités 11 et 21 (ancien/DDC $\leq$ 26ans et récent/DDC $\leq$ 26ans) ainsi que les modalités 13 et 23 (ancien/DDC $>$ 50ans et récent/DDC $>$ 50ans) y sont respectivement représentées du côté négatif et positif. Les variables expliquant le mieux les modalités 1 (DDC $\leq$ 26ans), sont le nombre de souches coupées, H0 et le nombre de classe de décomposition des souches (Tableau 3). Les parcelles exploitées récemment (modalités 1), et donc de façon régulière, sont des parcelles très productives et faciles d'accès. Les variables expliquant le mieux les modalités 3 (DDC $>$ 50ans) sont la DDC, l'accessibilité et G bois mort sur pied (Tableau 3). Les parcelles non exploitées depuis au moins 50 ans (modalité 3) sont donc peu productives et difficiles d'accès.

L'axe F2 reflète plutôt la naturalité en regroupant des variables expliquant beaucoup de variance telles que le volume de bois mort au sol (36,23%), G TTGB (11,76%) et le nombre de stades de décomposition du bois mort au sol (29,45%) (Tableau 3). Cet axe semble plutôt refléter les modalités 12 et 22 (ancien/28ans $\leq$ DDC $\leq$ 48ans et récent/28ans $\leq$ DDC $\leq$ 48ans) dont les individus sont majoritairement répartis du côté positif. On constate que ces variables ne sont pas corrélées à la DDC.

On remarquera qu'une des deux variables ayant servi à structurer l'échantillonnage (ancien/récent) n'est corrélée à aucun axe (cor F1= 0,22, cor F2= 0,41).



**Figure 4.**

Sorties graphiques de l'ACP1 avec 14 variables conservées du protocole prototype.



### 3.2. Comparaison avec les protocoles WWF et IBP

Nous avons généré une deuxième ACP (ACP2) ayant pour variables les « trois variables de naturalités » de l'ACP1 (volume bois mort au sol, G TTGB, nombre de stades de décomposition du bois mort au sol). Cette ACP2 nous donne donc une classification des placettes selon un gradient de naturalité (axe1) extrayant 63,73% de variance. Nous avons ensuite comparé les coordonnées des individus sur cet axe avec les différentes notes obtenues aux deux protocoles WWF et IBP. Pour cela, nous avons utilisé un test de corrélation de Spearman car nous voulions mettre en avant une éventuelle relation entre les rangs (niveau de naturalité) que prenaient chacune des placettes.

Le protocole WWF est composé de trois notes différentes, une reflétant la diversité, une la naturalité et une dernière l'empreinte humaine. Sur les 42 indicateurs présents dans ce protocole, nous avons récolté uniquement les indicateurs qui caractérisent la naturalité afin de pouvoir comparer les différentes notes obtenues avec notre classification. Chacune de ces notes est une moyenne de plusieurs autres notes, on peut donc prendre en compte uniquement certains indicateurs sans fausser les notes finales (Bardin pers. comm., 2012). On aurait pu s'attendre à avoir une bonne corrélation entre notre classification et au moins la note de naturalité car elle est basée sur des indicateurs semblables aux nôtres. Or, toutes les notes, y compris celles de naturalités présentent une très faible variabilité ce qui explique l'absence de

**Tableau 3.**

Valeurs moyennes, minimums et maximums des variables expliquant le mieux les 2 axes factoriels pour les 5 placettes contribuant le plus (+) et le moins (-) à ces axes. Les chiffres entre parenthèses correspondent aux contributions des variables pour l'axe factoriel 1 et 2 de l'ACP1.

Axe 1 négatif	Variables expliquant le mieux l'axe factoriel					
	N souches coupées (16,39 ; 0,05)		H0 (m) (14,46 ; 0,59)		N classe de décomposition des souches (12,20 ; 2,25)	
	+	-	+	-	+	-
Moyenne	18,2	0,6	34,51	21,8	4,2	0,6
Minimum	13	0	30,37	17,4	4	0
Maximum	28	1	39,17	28,1	5	1
Axe 1 positif	DDC (15,25 ; 0,01)		Accessibilité (13,02 ; 0,23)		G bois mort sur pied (m <sup>2</sup> /ha) (6 ; 1,5)	
	+	-	+	-	+	-
Moyenne	50	6,6	4	1,8	2,9	0
Minimum	50	3	4	1	1	0
Maximum	50	11	4	2	4	0
Axe 2 positif	V bois mort au sol (m <sup>3</sup> /ha) (0,23 ; 36,23)		G TTGB (m <sup>2</sup> /ha) (0,82 ; 11,76)		N stades décomposition du bois mort au sol (1,52 ; 29,45)	
	+	-	+	-	+	-
Moyenne	114,212	2,17	2,6	0	3,2	0,4
Minimum	56,5	0	0,5	0	1	0
Maximum	187,44	8,4	5,5	0	5	1

corrélation même pour la note de naturalité (moy=7,54/10 ; min=6/10 ; max=8/10) qui est la seule à se rapprocher de notre classification (Tableau 4).

L'IBP est également composé de trois notes, une note totale égale à la somme d'une note du peuplement et d'une note caractérisant le contexte. Les variables de naturalité étant toutes contenues dans la note du peuplement, on s'attendait à ce que cette note ait la meilleure corrélation avec notre classification. Ces trois notes ont pourtant bien une relation monotone avec les coordonnées des individus sur l'axe 1 (Tableau 4). Toutefois, la note peuplement et la note totale donnent les classifications la plus proche de la nôtre.

### 3.3. Estimation de la DDC

Afin d'approximer la DDC, nous avons choisi comme seuil intéressant la modalité 1 ( $DDC \leq 26$ ans). On cherche donc un ensemble de variables expliquant au mieux le fait que la placette (et donc la parcelle) ait une DDC correspondant à la modalité 1 ou alors à la modalité 2 ou 3 ( $DDC > 26$ ans). Nous avons testé les modèles [1] et [2] qui nous semblaient intéressants par la corrélation négative de leurs variables avec la DDC et la facilité à relever ces mêmes variables sur le terrain. La variable N souche classe 1 & 2 correspond à la somme du nombre de souches de classe de pourriture 1 et de classe de pourriture 2 pour une même placette et donc une même DDC. Le modèle 2 se révèle être le meilleur et fait ressortir une unique variable capable d'expliquer l'appartenance ou non à la modalité 1 (Tableau 5).

Afin de déterminer un nombre de souches à partir duquel un point appartient réellement à la modalité 1 et donc de confirmer notre ébauche de modèle, nous avons réalisé une étude de son pouvoir prédictif à l'aide d'une courbe ROC. On obtient une sensibilité de 93,02% (probabilité que le modèle nous indique une  $DDC \leq 26$ ans et que ce soit vrai) et une spécificité de 74,9% (probabilité que le modèle nous indique une  $DDC > 26$ ans et que ce soit vrai). L'aire sous la courbe (AUC) donne une indication sur la qualité du modèle en se rapprochant de 1, L'AUC obtenu ici est de 0,94 ( $AUC > 0,8$  couramment admis comme limite d'acceptabilité). Le nombre seuil de souches minimum de classe 1 & 2 à prendre en compte dans le modèle pour lequel nous avons un taux d'erreur minimum est de 2 avec un taux d'erreur de 0,054

**Tableau 4.**

Corrélation des différentes notes avec les coordonnées des individus sur l'axe1 de l'ACP2 reflétant la naturalité des placettes. \*\*\* $p < 0.001$ ; \*\* $p < 0.01$ ; \*  $p < 0.05$ ; .  $p < 0.1$ ; n.s: résultat non significatif.

Cordonnée	Note IBP totale	Note IBP peuplement	Note IBP contexte	Note WWF diversité	Note WWF naturalité	Note WWF Empreinte humaine
F1Vs. rho	0.6206	0.6044	0.3509	0.1119	0.242	-0.0688
p-values	$p < 0,001$ ***	$p < 0,001$ ***	$p < 0,01$ **	0.4072 n.s	0.06967 .	0.6141 n.s

(Figure 5). Ce seuil est confirmé par le coefficient de corrélation de Matthews qui a une valeur de 0,89 pour un seuil égal à 2 (Figure 5). Enfin, à partir de 2 souches de classes de pourriture 1 ou 2 présentent sur la placette, 100% de nos placettes sont classés correctement (Figure 5).

## 4. Discussion

### 4.1. Classification des placettes et naturalité

Dans le contexte du massif des Bauges, la naturalité ne semble pas liée à la DDC. En effet, les trois variables très corrélées à l'axe 2 (Figure 4), qui sont des variables consensuelles capables de qualifier la naturalité d'une forêt (volume de bois mort au sol, nombre de stades de décomposition du bois mort au sol, G TTGB) (Tableau 3) et ne sont pas corrélées à la DDC. L'axe 2 représente les placettes de modalité 2 ayant sauté une ou deux rotations d'exploitation. Pour qu'une forêt voie ses trois variables de naturalité maximisées, il faut donc qu'elle soit gérée extensivement. Mais il faut aussi, puisque les parcelles de modalités 2 sont exploitées, que cette forêt ait une productivité relativement élevée afin de produire continuellement un volume de bois suffisant pour alimenter ces trois compartiments (Gilg, 2004 ; Vallauri, 2005 ; Whitman and Hagan, 2007). La plupart des auteurs utilisent la DDC comme première approche pour identifier les forêts S, mais il y a ici de fortes contraintes stationnelles qui fait que les forêts S ne sont pas celles abandonnées depuis longtemps, mais celles exploitées très extensivement et relativement fertiles. De plus, avec le programme du Grenelle de l'environnement de remobilisation des bois tout en protégeant mieux la biodiversité, l'enjeu de conservation se pose bien pour ces forêts susceptibles d'être exploitées dans un avenir proche.

Cependant, certaines variables d'intérêts que certains auteurs lient à la naturalité et la biodiversité sont très corrélées avec la DDC. C'est le cas de G bois mort sur pied (Bretz Guby and Bobbertin, 1996) connu pour favoriser la présence d'insectes saproxyliques (Paillett et al., 2011), de pics (Bütler Sauvain, 2003) et la diversité des microhabitats présents sur les arbres. Enfin la richesse en essences forestières ne semble représentative des peuplements relativement âgés que par le biais d'« artifices » de sylviculture (Gauquelin and Courbaud, 2006) notamment des trouées favorisant les espèces héliophiles. En revanche, ces indicateurs ne sont pas unanimement reconnus pour discriminer les forêts S, car ils approchent plus spécifiquement la biodiversité forestière et non la naturalité.

#### 4.2. Notations des autres protocoles

Un des objectifs de ce stage était de comparer les notations de certains protocoles exhaustifs ou couramment utilisés avec la classification obtenue par un protocole prototype plus simple et adapté pour qualifier la naturalité des forêts de montagnes du massif des Bauges.

Le protocole du WWF (Rossi and Vallauri, 2011), considéré comme exhaustif avec 42 indicateurs ne semble pas être en mesure de caractériser la naturalité des forêts de montagnes. Ceci peut s'expliquer par l'exhaustivité même de ce protocole qui par son grand nombre d'indicateurs « noie » les variables qui permettent de classer les forêts étudiées. Bien que pour certains indicateurs de ce protocole on puisse calibrer les seuils selon la productivité des forêts (DBH minimum pour les TGB et TTGB, diamètre minimum pour les bois mort sur pied et au sol), cela ne suffit pas à redonner du poids à ces variables dans un protocole créé pour des forêts méditerranéennes.

L'IBP (Larrieu and Gonin, 2008), bien que calibré pour des forêts de plaine semble capable dans une certaine mesure de quantifier la naturalité des forêts de montagnes. Comme l'analyse le montre, nous obtenons une bonne corrélation entre les rangs de naturalité et la note peuplement de l'IBP. Il s'agit surtout d'un protocole d'évaluation de la biodiversité que peut accueillir potentiellement une forêt, ce qui ne correspond pas à notre volonté d'identification des forêts à structures vieillies. De plus, il reste trop long à relever pour être ajouté aux inventaires d'aménagements, et donc rédhibitoire pour des études à notre échelle.

#### 4.3. Estimation de la DDC

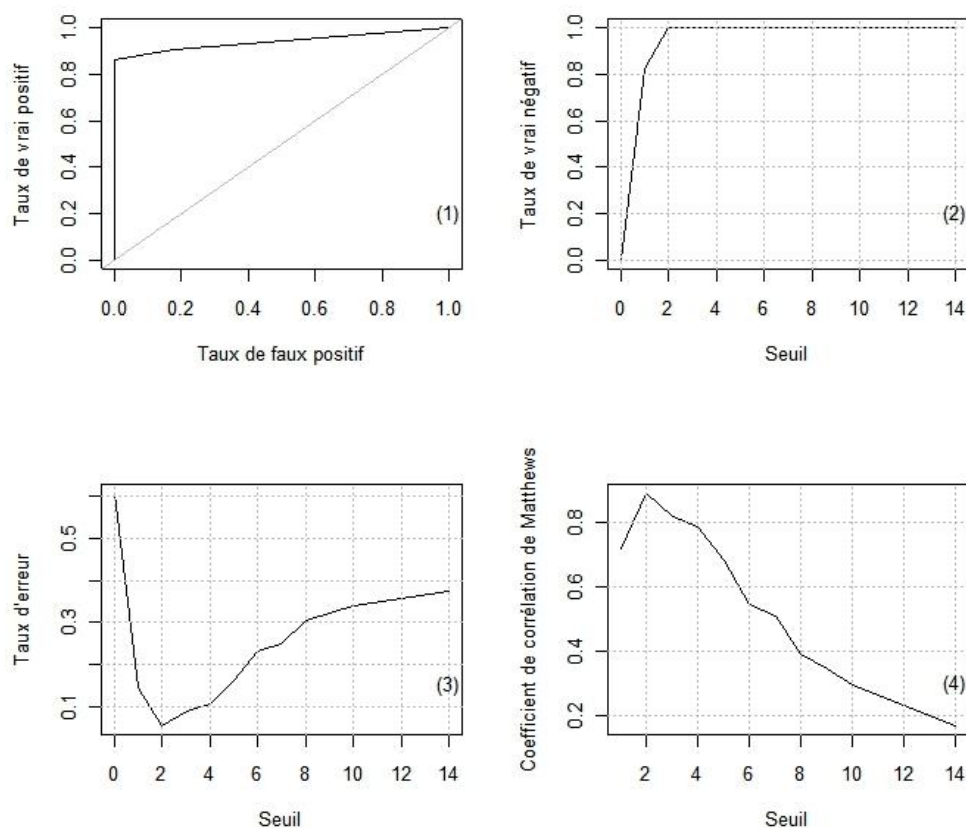
Malgré le fait que la DDC ne soit pas corrélée avec les variables capables de structurer la naturalité des forêts des Bauges, il semble intéressant dans une optique de priorisation d'être capable d'estimer cet abandon. En effet, le protocole final sera appliqué lors de nombreux aménagements et nécessite donc une priorisation des forêts qui offrirait des

**Tableau 5.**

Sélection du modèle par régression logistique pour l'estimation de la DDC par la valeur de l'aikaike information criterion (AIC) et les p-values. \*\*\*p < 0.001; \*\*p < 0.01; \* p < 0.05; (.) p < 0.1; n.s: résultat non significatif.

Modèle [1] ; AIC=23,466	p-values	Modèle [2] ; AIC=24,975	p-values
N souche classe 5	0,0562 .	N souche classe 1 & 2	0,01 **
N souches coupées	0,1308 .	N souche classe 5	0,6798 .
N souche classe 2	0,0930 .		
N souche classe 1	0,1136 .		
N souche classe 3	0,1654 .		

valeurs similaires aux trois variables de naturalités. Nous avons décidé de placer le seuil de notre modèle à 26 ans car il s'agit de la DDC à partir de laquelle les parcelles étudiées appartiennent soit à la modalité 2, optimum du point de vue naturalité, soit à la modalité 3, intéressante d'un point de vue libre évolution et sur certains compartiments de la biodiversité. De plus, il est possible que des caractéristiques de naturalité nous aient échappé lors de la création du protocole prototype et qu'elles soient corrélées à la DDC. Nous avons ainsi préféré prendre en compte également les forêts qui, à naturalité égale, ont une DDC importante. Le modèle créé permet donc à partir du nombre de souches de classe de pourriture 1 et/ou 2 présentes sur la placette d'approximer la DDC de la parcelle. Le seuil minimal de souches à prendre en compte est fixé à deux, car il correspond au minimum du taux d'erreur (Figure 5). Dans le but de minimiser les efforts de prospection, nous pourrions également



**Figure 5.**

Courbe relative au modèle prédictif d'une  $DDC \leq 26$ ans. (1) Courbe ROC. (2) Taux de vrai négatif ( $DDC > 26$ ans) selon les seuils. (3) Taux d'erreur de classement selon les seuils. (4) Coefficient de corrélation de Matthews selon les seuils. Ce coefficient varie entre 1 pour une prédiction parfaite, 0 pour une prédiction aléatoire et -1 pour une prédiction parfaitement mauvaise.

penser prendre en compte un seuil d'une souche par placette sans augmenter de trop le taux d'erreur (0,14). Mais avec seulement deux souches à chercher sur une placette de 20m de rayon, il serait dommage de se priver du taux d'erreur minimum du modèle.

#### 4.4. Protocole socle

En conséquence, il semble intéressant de conserver dans le protocole d'identification des forêts S du massif des Bauges :

- en priorité les trois variables de naturalités ressorties de notre étude (volume de bois mort au sol, G TTGB et nombre de stades de décomposition du bois mort au sol).

- en forêt privée, quand la DDC n'est pas connue, le nombre de souches de classe 1 et 2.

- les indicateurs de description déjà relevés par l'ONF.

- par précaution, certains indicateurs non consensuel comme G bois mort sur pied.

Sa mise en œuvre dans les forêts publiques ne devrait pas poser de problèmes. En effet, la DDC est déjà connue précisément et ne sera donc pas à relever. G TTGB peut être rajouté facilement car il est présent dans la liste d'indicateurs potentiels à relever lors d'inventaires d'aménagement par l'ONF. Seuls deux indicateurs seraient à ajouter : le volume de bois mort

**Tableau 6.**

Indicateurs conservés dans le protocole d'identification des forêts S et indicateurs proposés pour le protocole d'identification spéciale forêts S privées. Le manque d'indicateurs dans ce tableau par rapport au tableau 2 trouve sa justification dans le rapport. La mention *ONF* indique que l'indicateur est déjà relevé ou connu par l'ONF.

Indicateur	Protocole d'identification	Protocole forêts privées	Justification
Richesse spécifique	<i>ONF</i>	x	Relatif à la sylviculture, permet d'avoir une bonne représentation du peuplement
G TTGB	x	x	Indicateur de naturalité
G bois mort sur pied	x	x	Relatif à l'abandon de la parcelle, et non à la naturalité mais conservé par précaution car certaines études montrent le contraire
Nombre de stades de décomposition du bois mort	x	x	Indicateur de naturalité
Volume Bois mort au sol	x	x	Indicateur de naturalité
Accessibilité	<i>ONF</i>	x	Permet d'appréhender l'impact sur la gestion d'une éventuelle mise en libre évolution
DDC	<i>ONF</i>	x	Connue à l'ONF et déterminée en forêts privées
Nombre de souches de classe de pourriture 1 & 2	A récolter si on veut une donnée infra-parcellaire	x	Permet d'estimer la DDC

au sol et le stade de pourriture de chacune de ces pièces. De même, l'historique et les autres indicateurs relevés lors des aménagements offrent une vue globale et objective du peuplement, et permettent donc de réfléchir correctement aux traitements à lui apporter. En revanche, dans les forêts privées, l'historique n'est pas toujours très précis et les DDC parfois peu fiables. Il est donc intéressant en plus de ces 4 indicateurs de base, de rajouter quelques descripteurs qui permettront d'avoir une vue plus juste de la forêt et d'orienter sa gestion selon ses atouts (Tableau 6). Certains indicateurs pris par l'aménagiste de l'ONF seront également à prendre en forêt privée et n'apparaissent pas ici. Il s'agit de G (totale), bien qu'elle ne puisse pas discriminer une forêt S d'une autre (Kristo, 2011 ; Siitonen et al., 2000), et de G GB, permettant tout deux d'avoir entre autres une idée du volume présent sur la parcelle, de l'accueil potentiel de microhabitat (Vuidot et al., 2011) et donc de l'enjeu économique et écologique.

## **5. Conclusion**

Nos résultats ont donc montré que la seule date de dernière coupe n'était pas suffisante pour appréhender la naturalité des forêts de montagne. Il est nécessaire de prendre en compte des indicateurs plus directs pour qualifier la naturalité de ces forêts, ce qui apparaissait déjà dans des études précédentes dans le Trièves (Kristo, 2011) et en Vanoise (Libis, 2011). De plus, les protocoles déjà existants ne sont pas suffisamment discriminants pour permettre une classification des forêts de montagnes. Il ressort donc de notre étude un ensemble d'indicateurs capables d'une part de qualifier la naturalité de telles forêts, et d'autre part de déterminer si leur date de dernière coupe les classe dans une catégorie de fertilité et d'abandon intéressante pour les compartiments caractéristiques des forêts subnaturelles tels que : le volume de bois mort au sol, le nombre de stade de décomposition du bois mort au sol et la surface terrière de TTGB (Tableau 6). Ce jeu d'indicateurs minimal pourrait donc servir à prioriser un éventuel passage en libre évolution des différentes forêts. Il pourrait en ce sens aider les gestionnaires, propriétaires et naturalistes sur le choix des surfaces à conserver au sein de forêts exploitées. A plus grande échelle, il pourrait également servir pour la constitution et l'évaluation du réseau FRENE.

## Remerciements

Je remercie toutes les personnes qui m'ont apporté leurs soutiens durant ces 6 mois et presque 900 heures de travail.

Je remercie les différents agents de l'ONF pour l'accès aux données des forêts étudiées ainsi que pour leurs conseils avisés sur le choix des différentes zones d'études.

Je remercie les personnes du WWF et du REFORA qui ont participé à cette étude.

Je remercie Carole pour ses conseils ainsi que Alexandre pour la phase de terrain.

Je remercie les chercheurs de l'IRSTEA qui m'ont aidé avec sympathie lors des analyses statistiques.

Je remercie plus particulièrement mes maîtres de stages Jean-François et Marc, qui m'ont encadré avec savoir faire pour mener cette étude à son terme dans de bonnes conditions.

## Bibliographie

Boissier, J.M., et al., 2005. Guide d'interprétation des milieux naturels du Massif des Bauges.

Bouget, C., Gosselin, F., 2005. Distribution spatiale du bois mort : enjeux pour la conservation des espèces cavicoles et saproxyliques, in : Vallauri, D. et al. (Eds.), Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes. Lavoisier. Paris. pp107-113.

Branquart, E., Noiret O., Lecomte H., 2005. Les milieux forestiers.

<http://environnement.wallonie.be>. p8.

Bretz Guby, N.A., Dobbertin, M., 1996. Quantitative Estimates of Coarse Woody Debris and Standing Dead Trees in Selected Swiss Forests. *Global Ecology and Biogeography Letters*. Vol. 5. No. 6 (Nov.), 327-341.

Bruciamacchie, M., 2005a. Méthodes d'échantillonnage du bois mort, in : Vallauri, D. et al. (Eds.), Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes. Lavoisier. Paris. pp227-235.

Bruciamacchie, M., 2005b. Protocole de suivi d'espaces naturels protégés – MEDD.

Bütler Sauvain, R., 2003. Dead wood in managed forests: how much and how much is enough? Development of a Snag Quantification Method by Remote Sensing & GIS and Snag Targets Based on Three-toed Woodpeckers' Habitat Requirements. Thèse N°2761 Présenté à La faculté environnement naturel, architectural et construit, Ecole polytechnique fédérale de Lausanne.

Camus, C., 2010. Etude préalable à la création d'un réseau de forêts rhônalpines en évolution naturelle pour le maintien de la biodiversité. Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du titre d'ingénieur de l'ENITA de Bordeaux.



- Christensen, M., 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*. 210, 267–282.
- Christensen, M., Hahn, K., 2005. Le bois mort dans des hêtraies naturelles de référence en Europe, in : Vallauri, D. et al. (Eds.), *Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes*. Lavoisier. Paris. pp61-71.
- Deconchat, M., Balent, G., 2004. Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : la biodiversité. *Revue forestière française*. Vol. LVI n°5, 419-430.
- Dodelin, B., et al., 2010. Bois et forêts à arbres vieux ou morts. *Les cahiers techniques*. 19p.
- Dupouey, J.L., et al., 2002. La végétation des forêts anciennes. *Revue forestière française*. 54 (6), 521-532.
- Febvre, V., Gautier, G., 2011. Une stratégie de gestion basée aussi sur la connaissance des forêts anciennes. *Espaces naturels, revue des professionnels de la nature* (36) : 30.
- Fuhr, M et al., 2010. Gestion multifonctionnelle des forêts de montagnes, quels compromis entre les fonctions de protection et conservation ? *Sciences eau et territoire*. 3, 20-25.
- Fuhr, M., 2011. Evolution des structures forestières sur un gradient d'ancienneté de l'abandon de l'exploitation. *Convention DEB-Cemagref 2008-2011*.
- Gauquelin, X., Courbaud, B., 2006. *Guide des sylvicultures de montagnes, Alpes du Nord française*. Cemagref, CRPF Rhône-Alpes, ONF, Meylan.
- Gilg, O., 2004. Forêts à caractère naturel: caractéristiques, conservation et suivi. *Cahiers Techniques de l'Atelier des Espaces Naturels* 74.
- Gosselin, M., Laroussinie, F., 2004. Biodiversité et gestion forestière, *Connaître pour préserver : synthèse bibliographique*. Cemagref.
- Green, P., Peterken, G.F., 1997. Variation in the amount of dead wood in the woodlands of the Lower Wye Valley, UK in relation to the intensity of management. *Forest Ecology and Management*. 98, 229-238.
- Hale, C.M., Pastor, J., Rusterholz K.A., 1999. Comparison of structural and compositional characteristics in old-growth and mature, managed hardwood forests of Minnesota, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research*. 29, 1479–1489.
- Hermly, M., et al., 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*. 91, 9-22.
- Kirby, K.J., Webster, S.D., Antczak, A., 1991. Effects of forest management on stand structure and the quantity of fallen dead wood: some British and Polish examples. *Forest Ecology and Management*. 43,167-174.

- Kristo, O., 2011. Inventaire des vieilles forêts de l'Isère-Mise en place d'un protocole d'étude et application sur une zone test. Projet de fin d'études à l'ENSAT.
- Kristo, O., 2011. Inventaire des vieilles forêts de l'Isère-Mise en place d'un protocole d'étude et application sur une zone test. Projet de fin d'études à l'ENSAT-Document Annexes.
- Ladet, A., Bauvet, C., 2011. Inventaire des vieilles forêts de montagne dans le département de l'Ardèche, Mise au point de la méthodologie et inventaire préliminaire. Fédération Rhône-Alpes de Protection de la Nature, Section-Ardèche.
- Lair, P., 2011. Vers une stratégie de constitution d'un réseau écologique intra-forestier à l'échelle du Massif des Bauges. Rapport de stage de Master 2 professionnel Ingénierie de la Biodiversité. Université Aix-Marseille III.
- Larrieu, L., Gonin, P., 2008. L'IBP : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers.
- Larrieu, L., Delarue, A., Cabanettes, A., 2010. Impact de la sylviculture habituelle sur quelques microhabitats liés aux arbres dans une hêtraie-sapinière pyrénéenne, in : Vallauri, D. et al. (Eds), Biodiversité, naturalité, humanité. Pour inspirer la gestion des forêts. Lavoisier. Paris. pp338-341.
- Libis, E., 2011. Inventaire et caractérisation des forêts à caractère naturels de l'espace Vanoise. Mémoire de fin d'étude pour la Formation des ingénieurs forestiers d'AgroParisTech-ENGREF.
- Lopez, J.F., 2005. Carte de la végétation du Massif des Bauges.
- Luyssaert, S., 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*. Vol. 455, 213-215.
- Marage, D., Lemperiere, G., 2005. The management of snags: A comparison in managed and unmanaged ancient forests of the Southern French Alps. *Annals of Forest Science*. 62, 135–142.
- McElhinny, C., 2005. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*. 218, 1–24.
- McGee, G.G., Leopold, D.J., Nyland, R.D., 1999. Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests. *Ecological Applications*. 9(4), 1316–1329.
- Paillet, Y., 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology*. Vol. 24, No. 1, 101–112.
- Parrot, M., 2011. Vers une méthodologie de mise en place d'un réseau d'îlots à haute naturalité. Application dans le massif forestier du Mont Ventoux. Mémoire de fin d'étude pour AgroParisTech ENGREF.

- Petit, J.M., 2004. Plantes envahissantes, attention aux belles étrangères. *Espaces naturels*. 5, 11-21.
- Rossi, M., Vallauri, D., 2011. WWF Fiche d'évaluation complète, version 1.0.
- Rouveyrol, P., 2009. Caractérisation d'un îlot idéal de vieux arbres en forêt de montagne, Etat des connaissances et synthèse pour la réalisation d'un guide de gestion. Mémoire de fin d'étude pour AgroParisTech ENGREF.
- Siitonen, J., et al., 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*. 128, 211-225.
- Taylor, S.L., MacLean, D.A., 2007. Dead wood dynamics in declining balsam fir and spruce stands in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. 37, 750–762.
- Tyrrell, L.E., Crow, T.R., 1994. Structural Characteristics of Old-Growth Hemlock-Hardwood Forests in Relation to Age. *Ecology*. Vol. 75, No. 2, 370-386.
- Uotila, A., Kouki, J., 2005. Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: Successional patterns after anthropogenic and natural disturbances. *Forest Ecology and Management*. 215, 113–137.
- Vallauri, D., 2005. Le bois dit mort, une lacune des forêts en France et en Europe, in : Vallauri, D. et al. (Eds.), Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes. Lavoisier. Paris. pp9-17.
- Venderwel, M.C., Capersen, J.P., Woods M.E. 2007. Snags dynamics in partially harvested and unmanaged northern hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 36, 2769-2779.
- Vuidot, A., et al., 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*. 144, 441–450.
- Whitman, A.A., Hagan, J.M., 2007. An index to identify late-successional forest in temperate and boreal zones. *Forest Ecology and Management*. 246, 144–154.