



CHAPITRE I

RESUME DES TRAVAUX

Chapitre I

Résumé des travaux

Ce chapitre propose un résumé des résultats obtenus au cours de la thèse et présentés à travers les articles. Les principaux enseignements et conclusions seront en particulier soulignés, tandis que le lecteur se référera aux articles pour les détails des méthodes et des techniques de traitement employées. Toutefois, afin de permettre une meilleure compréhension des travaux, différentes notions seront ici plus profondément détaillées que dans les articles. L'accent sera en particulier mis sur la présentation des modèles de diffusion et de description du couvert forestier pour lesquels quelques rappels fondamentaux sont nécessaires. Dans la section « Recueil et analyse des données », après une brève introduction des sites d'études et des capteurs, les résultats des analyses expérimentales sont présentés. La partie « Modélisation », commence par des rappels théoriques et généraux sur les modèles de diffusion des couverts puis spécifiquement sur les modèles utilisés dans l'étude. Les principaux résultats de la modélisation et de l'interprétation sont ensuite explicités et une brève discussion sur leur généralisation est présentée. Enfin, dans la section « Inversion », les résultats de l'inversion de variables d'intérêts sont montrés.

1 Recueil et analyse des données

1.1 Les sites d'études

Lozère :

Le département de la Lozère a été choisi pour l'acquisition des données radar, considérant l'important dispositif expérimental développé par le LCT et intégré dans un Système d'Information Géographique (SIG) (Beaudoin et al. 1994). Le calage du modèle architectural de croissance d'arbres AMAP pour le pin noir d'Autriche sur ce site est également un point fort.

Le site présente un grand intérêt par les différents types de forêts rencontrés ainsi que les conditions topographiques variées. Il est caractérisé par de grands plateaux calcaires aux pentes douces s'élevant à une altitude moyenne de 1200 mètres au-dessus de la surface de la mer. Ces plateaux sont intersectés par des gorges, profondes de plusieurs

centaines de mètres (gorges du Tarn, de la Jonte), avec des pentes qui peuvent dépasser les 50°. Dans les vallées, on trouve des pâturages, des champs cultivés et quelques villes (Mende notamment) et villages. Les plateaux sont recouverts de landes et de quelques plantations de pins noirs d'Autriche (*Pinus nigra nigricans*) et de pins Sylvestre (*Pinus sylvestris*).

Le dispositif expérimental principal se situe dans la forêt domaniale de Mende, qui couvre 5400 ha, constituée de parcelles équiennes de 0 à 130 ans et de 10 ha de surface moyenne (Office National des Forêts 1989). Elle est issue des plantations de pins noirs réalisées de 1864 à 1910, en application des lois sur le RTM (Restauration des Terrains de Montagne). Son rôle de production est apparu dans les années 1960 lorsque l'on a entrepris l'éclaircie des peuplements adultes. Actuellement, la majorité des peuplements est âgé de 100 à 130 ans mais une partie du massif a déjà fait l'objet d'un renouvellement et une deuxième génération, âgée de 0 à 40 ans, est présente sur le site. On a donc affaire à deux populations, une première, âgée, qui était caractérisée par des densités extrêmement élevées (semis à plus 10000 tiges/ha) sur laquelle aucune intervention n'a eu lieu avant les années 60. L'autre population, de 0 à 40 ans, est au contraire gérée depuis le début selon une sylviculture dynamique (éclaircies pratiquées tout les 10 ans).

Landes :

L'autre site d'étude se situe dans les Landes. La forêt des Landes est la plus grande forêt artificielle de France avec une superficie de plus de 1 million d'hectares. Il s'agit de plantations monospécifiques de pins maritimes (*Pinus pinaster*) située en terrain plat et sur sol sablonneux. L'étude a été effectuée sur le site test de Nezer qui est composé de vastes parcelles homogènes et équiennes allant de 0 à 50 ans, ce qui correspond à des valeurs de volume de bois variant de 0 à 200 m³/ha.

1.2 Les campagnes de terrains : HUTSCAT'97 et RAMCAR'98

Le système HUTSCAT est un diffusiomètre radar héliporté non imageur. Il a été construit entre 1987 et 1990 par le Laboratory of Space Technology de l'université d'Helsinki (Hallikainen et al. 1993). HUTSCAT opère simultanément à deux fréquences, en bande C (5,6 cm de longueur d'onde) et en bande X (3 cm de longueur d'onde) dans trois polarisations : HH, VV, HV.

L'objectif de l'expérimentation était d'acquérir des données au-dessus d'un site différant nettement des sites déjà survolés par HUTSCAT, exclusivement des forêts boréales, relativement inhomogènes et possédant une composition en espèces variée. A l'instar de

ces forêts, le site lozérien a l'avantage de posséder quelques « invariants » (une seule espèce, parcelles relativement homogènes) qui rendent possible une étude plus détaillée, à la fois expérimentale et théorique, des données HUTSCAT.

Le fonctionnement du diffusiomètre, illustré par la figure 1, est le suivant : une antenne, située sous l'hélicoptère qui survole les peuplements, émet un faisceau avec une fréquence régulière vers le sol et enregistre les échos qui lui reviennent. Le système mesure alors le coefficient de rétrodiffusion σ^0 , qui représente le rapport de la puissance rétrodiffusée par la cible à la puissance émise par le capteur, normalisé par l'aire de la surface diffusante. La mesure est une intégration sur une aire circulaire au sol, en incidence normale, de 7 à 9 mètres de diamètre selon l'altitude de vol. Le signal émis est modulé en fréquence (diffusiomètre FM-CW) ce qui permet, en mesurant le déphasage en fréquence entre le signal rétrodiffusé par une cible et un échantillon du signal originel, de connaître à quelle distance se situe la cible. Il est ainsi possible d'obtenir la variation du coefficient de rétrodiffusion en fonction de la hauteur (Figure 1), donc un sondage vertical du couvert forestier le long de la trajectoire de l'hélicoptère. L'estimation de la hauteur des arbres se fait en mesurant l'intervalle en fréquence, donc en distance, entre l'écho le plus proche de l'antenne (sommet du houppier) et le plus lointain (sol). L'estimation est donc faite relativement au sol, ce qui implique une indépendance de la mesure à la topographie.

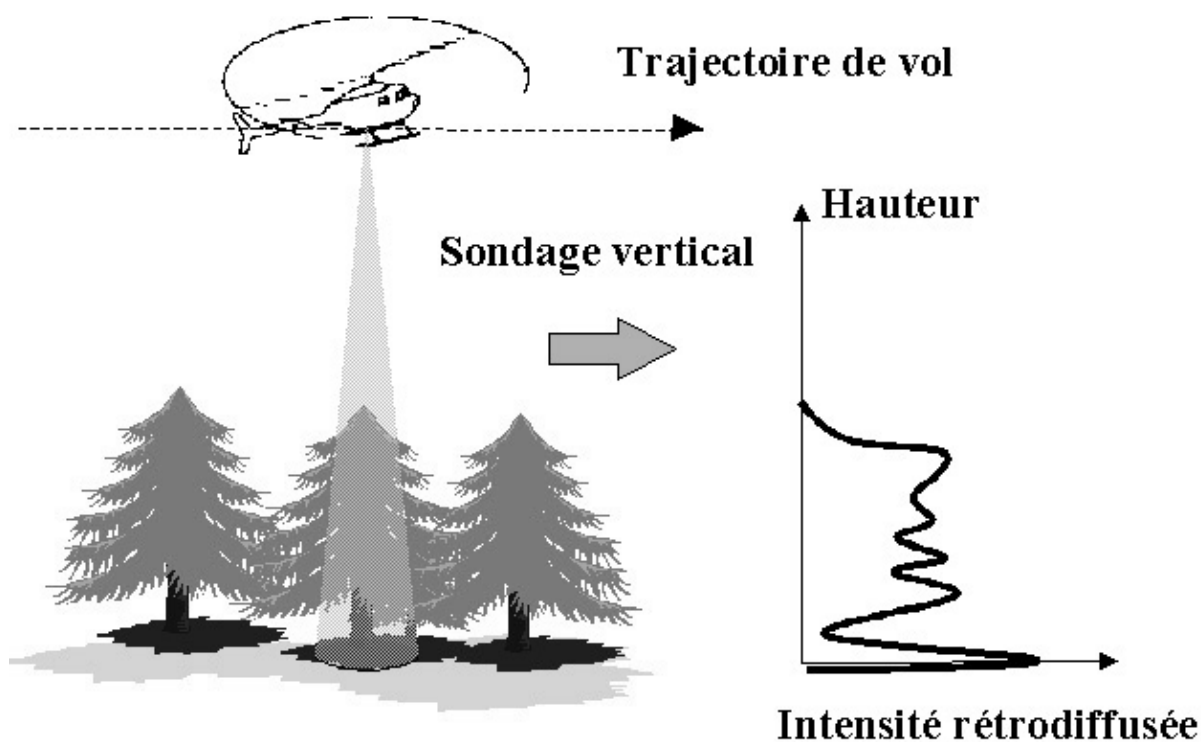


Figure 1 : Schéma d'acquisition d'un sondage vertical par le diffusiomètre hélicoptéré HUTSCAT (Article C).

La campagne HUTSCAT a eu lieu les 22 et 23 Novembre 1997 au-dessus de la forêt domaniale de Mende. 18 vols ont été acquis sur cinq transects à 23° et 3° d'incidence. Les transects avaient été définis de manière à couvrir les situations les plus variées en conditions stationnelles et en âge. Des problèmes d'acquisitions ont malheureusement rendu impossible l'analyse des profils en bande C.

La campagne conjointe de deux capteurs RAMSES (ONERA) et CARABAS (FOA) a eu lieu les 18 et 19 Mai 1998, au-dessus des deux sites test, dans les Landes et en Lozère. L'objectif de cette mission consistait à acquérir des données sur des sites bien connus en utilisant une configuration radar peu utilisée jusqu'ici comme la bande VHF de CARABAS. Plus d'une dizaine de scènes CARABAS ont été acquises, notamment sur le Causse de Sauveterre et le Causse de Mende, sous plusieurs angles de vue et d'incidence.

La figure 2 montre le capteur aéroporté CARABAS (Coherent All Radio Band Sensing). C'est un radar à synthèse d'ouverture à large bande développé par le Swedish Defence Research Establishment (FOA) (Hellsten et al. 1996). Ce radar imageur opère dans la partie basse de la bande VHF, entre 20 et 90 MHz (3 à 15 m de longueur d'onde), en polarisation HH. Il se distingue de la plupart des autres capteurs radars par une utilisation de fréquences beaucoup plus basses que celles couramment utilisées tout en gardant une résolution fine (3 mètres). Cette résolution est obtenue grâce à un traitement SAR adapté (acquisition sur un angle d'ouverture très large (-45/+45°) et l'utilisation d'un algorithme dit « step-frequency » qui consiste à illuminer la scène à chaque point de la trajectoire par 26 sous-bandes).



Figure 2 : Le capteur aéroporté CARABAS. Les deux antennes du capteur sont visibles à l'avant de l'appareil.

1.3 Bases de données forestières

Sur le site lozérien, les différentes données disponibles et intégrées dans un SIG sont les suivantes :

- un inventaire forestier fourni par l'IFN sur le département entier qui caractérise plus de 30 thèmes forestiers à la fois en espèces et en structures (taillis, boisements lâches...);
- un Modèle Numérique de Terrain (MNT) fourni par l'Institut Géographique National (IGN) sur le département entier avec une maille de 50 m et une précision altimétrique de 5 mètres ;
- un parcellaire forestier de la forêt domaniale de Mende fourni par l'ONF couvrant plus de 500 parcelles avec leur âge et leurs limites ;
- des données dendrométriques détaillées incluant l'âge, la hauteur, la surface terrière et le volume de bois sur pied de 58 parcelles de la forêt domaniale de Mende et du Causse Méjean (Castel et al., 2000).

La figure 3 présente le parcellaire forestier de l'ONF sur la forêt domaniale de Mende avec en fond le MNT. Les mesures déjà incluses dans le SIG sur les 58 parcelles avait été effectuées en vue de l'analyse d'images de satellites (Castel 1998). Les valeurs mesurées n'étaient valables qu'à l'échelle d'une parcelle (plusieurs hectares en général) et ne permettaient pas d'apprécier finement la variabilité intra-parcellaire. Afin, d'analyser les données hautes résolutions HUTSCAT et CARABAS il s'est avéré nécessaire de disposer de mesures plus précises à la fois géographiquement et quantitativement. C'est pourquoi des mesures dendrométriques supplémentaires ont été effectuées sur 77 placettes de 14 mètres de diamètre réparties sur 8 parcelles (Article A). Ces placettes ont été repérées par GPS (Global Positioning System) différentiel et un protocole plus lourd que les mesures à l'échelle de la parcelle a été utilisé (Le protocole de ces mesures est détaillé dans l'article C).

Sur le site des Landes, un parcellaire forestier est disponible. Régulièrement mis à jour, il permet de connaître avec précision l'année de plantation de chaque parcelle. Pour chaque âge, une description statistique de la forêt a été obtenue à partir de mesures terrains effectuées lors de campagnes précédentes (Beaudoin 1992). On notera que la précision des mesures est plus faible que celles effectuées en Lozère (15-20% pour l'estimation du volume de bois selon les protocoles). Les parcelles échantillonnées en 1992

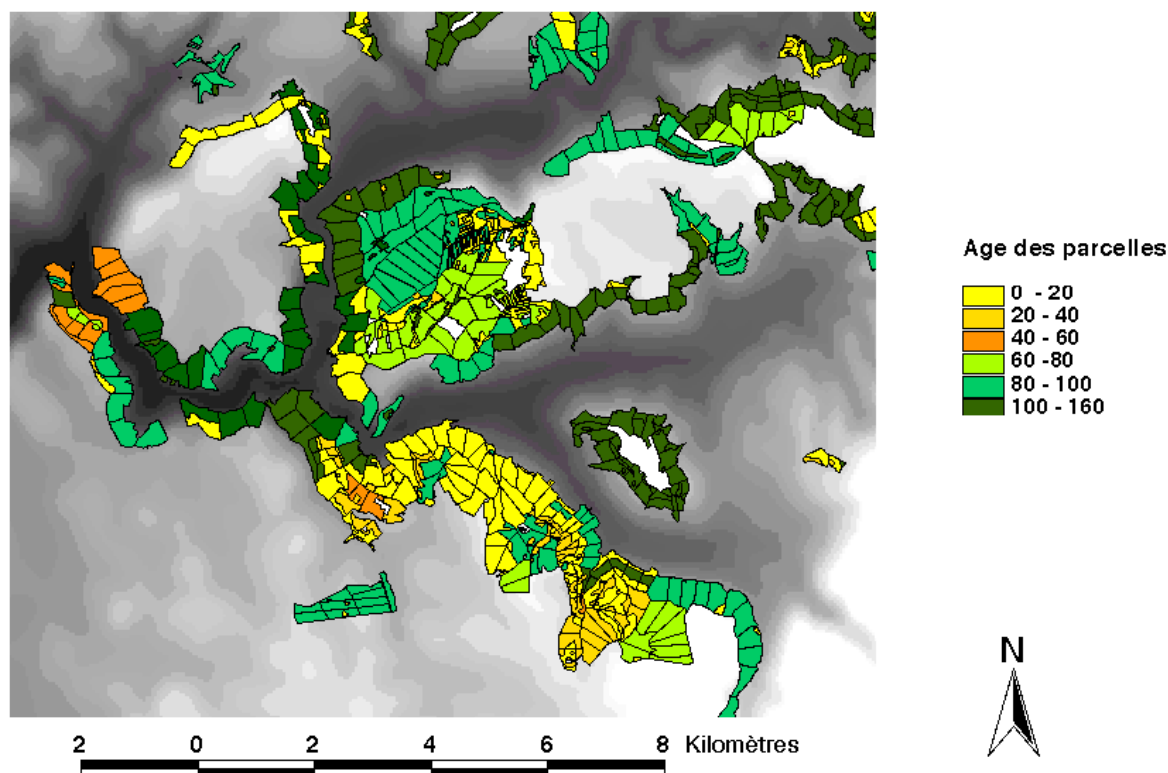


Figure 3 : Parcelle forestier de l'ONF sur la forêt domaniale de Mende. LE MNT disponible sur le site est montré en fond, l'altitude maximale est de 1200 m et l'altitude minimale de 700 m.

ne correspondent pas toutes à celles qui ont servi à l'analyse des données CARABAS. A partir de régressions sur les mesures forestières (Le Toan et al. 1992), des relations donnant les différentes variables forestières en fonction de l'âge ont été utilisées pour retrouver leur valeur sur les parcelles non échantillonnées. De plus, il s'avère qu'il existe trois types de sylviculture coexistants sur le site, ce qui se traduit principalement par des variations de densités de plantation de l'ordre de $\pm 15\%$. Les mesures terrains n'ont pas été segmentées en fonction du type de sylviculture appliquée et l'erreur finale introduite par cette approximation a été estimée à 25% sur les mesures de volume de bois sur pied. Enfin, une campagne supplémentaire a été menée pour calibrer les maquettes AMAP de pins maritimes sur ce site. Elle consistait en de simples mesures de hauteurs (totale et houppier) et de diamètres des troncs à plusieurs âges.

On pourra noter la complémentarité des deux sites. Bien qu'il s'agisse de forêts monospécifiques de conifères, les deux sites diffèrent nettement quant à leur conditions bio et géophysiques : le site des Landes est extrêmement simple (topographie plane, conditions stationnelles très homogènes, sylviculture visant à une production très rapide (rotation de moins de 50 ans des parcelles) avec des densités de tiges faibles (200-250 tiges/ha à maturité). A l'inverse, le site de Lozère est caractérisé par un climat montagneux, rude, conduisant à une pousse plus lente (un pin noir « moyen » de 100 ans

en Lozère correspond à un pin maritime de 40 ans des Landes), des conditions stationnelles très variées (variation de 50% de la hauteur à l'intérieur de parcelles de même âge), et deux types de sylvicultures radicalement différentes (voir plus haut). Le tableau 1 résume les principales caractéristiques des deux forêts, tandis que la figure 4 compare les évolutions de la hauteur moyenne (4a) et de la surface terrière (4b) en fonction du site et de l'âge. On s'aperçoit, que pour un âge donné, les niveaux de biomasse sont très différents.

	Lozère Min-Max	Landes Min-Max
Age (années)	6 - 100	1 - 46
Diamètre moyen (cm)	6.0 - 35.6	0 - 40.4
Hauteur moyenne (m)	1.5 - 26.2	0 - 20.6
Volume de troncs (parcelles) (m ³ /ha)	10 - 903	0 - 217
Densité (tiges/ha)	573 - 2907	240 - 1443
Pente (°)	0 - 50	0

Tableau 1 : Résumé des caractéristiques des forêts des Landes et de Lozère étudiées.

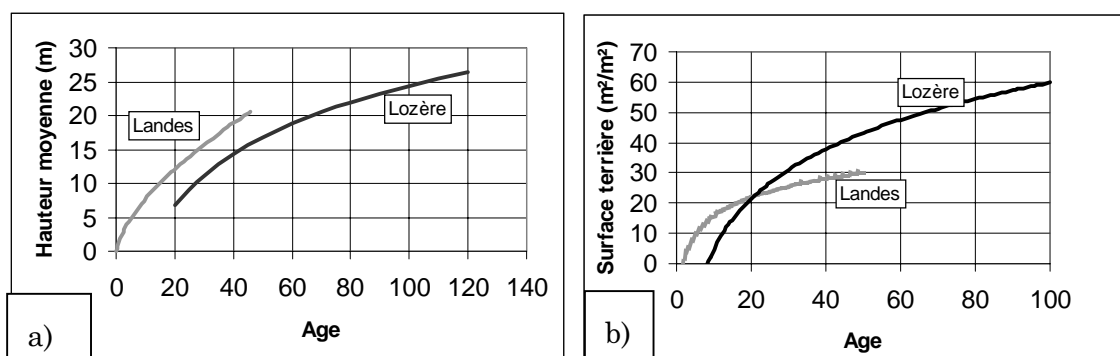


Figure 4 : Comparaison de l'évolution en fonction de l'âge pour les sites de la Lozère et des Landes a) de la hauteur moyenne b) de la surface terrière moyenne par parcelle.

1.4 Analyse des données

HUTSCAT :

Les données HUTSCAT ont été prétraitées par l'équipe du HUT. La figure 5 présente une succession de profils dans le plan de vol acquis à 3° d'incidence, en bande X et en polarisation HH. Chaque colonne représente un profil, codé en couleur selon l'intensité du retour et provient de chaque cellule. On y distingue une parcelle de 40 ans entourée par deux autres parcelles matures de 90 ans. On peut déjà faire les observations suivantes :

- On distingue nettement le haut de la canopée et la mesure de la hauteur des arbres semble être possible ;
- L'onde pénètre dans tout le couvert, avec une zone d'interaction maximale (zone rouge-orangée) qui s'étend sur plusieurs mètres juste en-dessous du haut du houppier ;
- Au sein de chaque parcelle on peut apprécier, de profils en profils, la variabilité du couvert, notamment dans la parcelle de 40 ans. De telles variations doivent pouvoir être reliées avec les conditions stationnelles locales.

Enfin, on notera qu'alors que ces 3 parcelles sont séparées par des couloirs de quelques mètres de largeur, le profil indique une transition douce entre les sections de différents âges. Ceci est dû à la taille de l'aire diffusante au sol (disque de 7 à 9 mètres au sol) qui a pour conséquence de produire des estimations de hauteur moyennées sur une aire suffisamment large pour toujours intercepter des éléments du couvert.

De chaque profil individuel on peut extraire le coefficient de rétrodiffusion du sol, du houppier ($\sigma^0_{\text{houppier}}$, sommation de toutes les cellules de résolution au dessus de la surface)

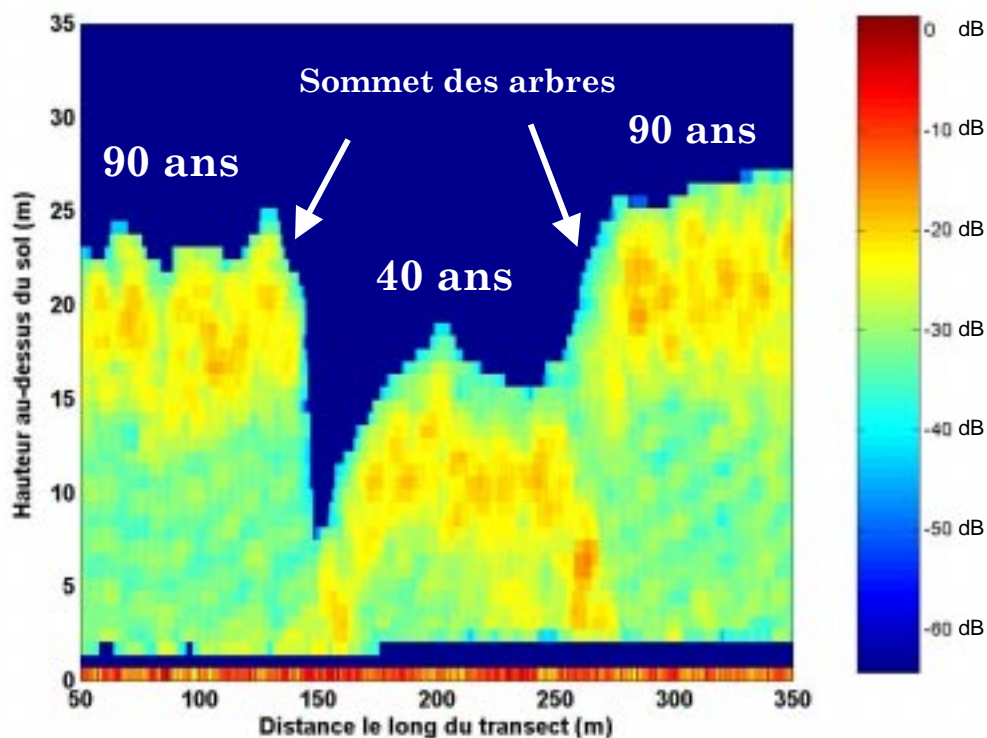


Figure 5 : Succession de profils de rétrodiffusion (en dB) fournis par HUTSCAT dans le plan de vol le long de la trajectoire au-dessus de peuplements de pin noir.

et total (σ^0_{total} , houppier + sol). Ce dernier s'apparente au coefficient de rétrodiffusion tel qu'il est mesuré par un capteur SAR satellite (type ERS). Les figures 6 et 7 montrent successivement le comportement de σ^0_{total} et $\sigma^0_{houppier}$ en bande C et en fonction du volume de bois sur pied. Les mesures ont été moyennées par parcelle afin d'avoir suffisamment d'échantillons.

L'utilisation de $\sigma^0_{houppier}$ à la place de σ^0_{total} permet de séparer les contributions du sol et de la végétation. En séparant ainsi la contribution du houppier, le niveau de saturation est atteint plus tardivement qu'avec σ^0_{total} . Toutefois, l'absence de mesures sur des peuplements ayant un volume de bois sur pied entre 100 et 300 m³/ha ne permet pas de conclure définitivement quant au seuil de saturation, qui doit se situer autour de 200 m³/ha avec $\sigma^0_{houppier}$. Cette valeur est plus haute que celles communément observées avec d'autres capteurs fonctionnant dans la même longueur d'onde (bande C) tels les satellites ERS 1/2 ou RADARSAT. L'utilisation de $\sigma^0_{houppier}$ peut s'avérer donc plus utile que σ^0_{total} pour inverser le niveau de biomasse (Article C).

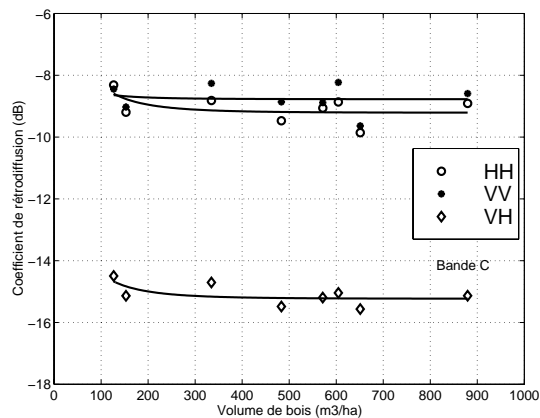


Figure 6 : Coefficient de rétrodiffusion total de parcelles de pin noir d'Autriche en bande C et pour les trois polarisations (HH, VV, VH) (Article C).

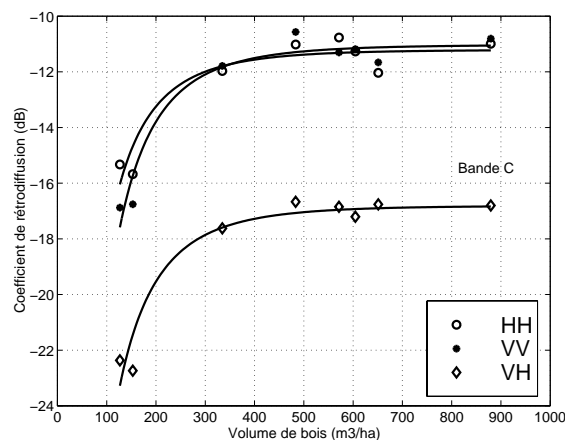


Figure 7 : Coefficient de rétrodiffusion du houppier de parcelles de pin noir d'Autriche en bande C et pour les trois polarisations (HH, VV, VH) (Article C).

CARABAS :

Plusieurs études (Smith et Ulander 1998, Fransson et al. 1999) ont déjà montré la sensibilité de CARABAS à la biomasse sans observer de saturation du signal jusqu'à 500 m³/ha. Il a été également montré (Israelsson et al. 1997, Smith et Ulander 1998) que le mécanisme prépondérant d'interaction entre l'onde et le couvert était la réflexion troncsol. Si l'on approxime le tronc à un cylindre, la diffusion à basses fréquences est proportionnel à son volume au carré. On peut donc s'attendre à ce que le signal soit fortement corrélé aux caractéristiques géométriques du tronc (diamètre, hauteur, volume).

L'originalité de la présente étude réside dans l'analyse de deux jeux de données acquis sur des sites complémentaires afin d'apprécier l'influence de différents facteurs. De plus, la présence de très forts volumes dans le site de Lozère peut permettre de fixer la limite du point de saturation du signal VHF. Enfin, ce même site Lozérien permet d'étudier la sensibilité du signal à la topographie, ce qui n'avait pu être effectué avant cette campagne de mesure.

La figure 8 montre le comportement du coefficient de rétrodiffusion en fonction du volume de bois sur pied par parcelle, pour les deux sites. Les parcelles en Lozère ont été sélectionnées en terrain plat, sur le haut des Causses. La figure 9 montre ces mêmes variations mais exclusivement pour la gamme de valeurs 0-200 m³/ha. Les figures 10a et 10b présentent le comportement du même coefficient de rétrodiffusion en fonction du diamètre des troncs et de la hauteur moyenne par parcelle. Le Tableau 2 résume les corrélations (modèle quadratique) entre le coefficient de rétrodiffusion et les différentes variables d'intérêts. On peut tirer les conclusions suivantes :

- **Le signal ne montre pas de saturation jusqu'à la plage de valeurs de 700-900 m³/ha.** Le manque de point dans cette fenêtre ne permet pas de conclure définitivement sur le seuil de saturation mais les tendances observées indiquent que le point de saturation se situe sûrement entre 700 et 1000 m³/ha. Valeur à comparer aux saturations communément observées en bande C (100 m³/ha) et L (~200m³/ha). On peut noter que l'essentiel de la dynamique est obtenue entre 100 et 500 m³/ha et qu'au dessus le signal n'augmente plus que de 2 dB.
- **Le comportement de σ^0 en fonction du volume de bois sur pied est très proche entre les deux sites.** Une analyse sur le segment de valeurs communes de biomasse (0-200 m³/ha) entre les deux sites montre qu'il est impossible de différencier les deux populations avec un intervalle de confiance de 95% (Article B). Si l'on obtient également de remarquables corrélations avec les variables diamètre et longueur des fûts, les relations diffèrent entre les deux sites. Ceci peut être expliqué par les

différences de pratiques sylvicoles entre les deux peuplements (voir 1.3 Base de données terrains). En effet, pour une classe commune de diamètre ou de hauteur donnée, les densités (et donc le volume de bois) diffèrent nettement entre les deux sites.

- **Le volume de bois sur pied est donc la meilleure variable pour relier le coefficient de rétrodiffusion à la biomasse** par son caractère « intégrateur » des différentes variables descriptives de la parcelle (diamètre moyen et hauteur moyenne des fûts, densité de tige).

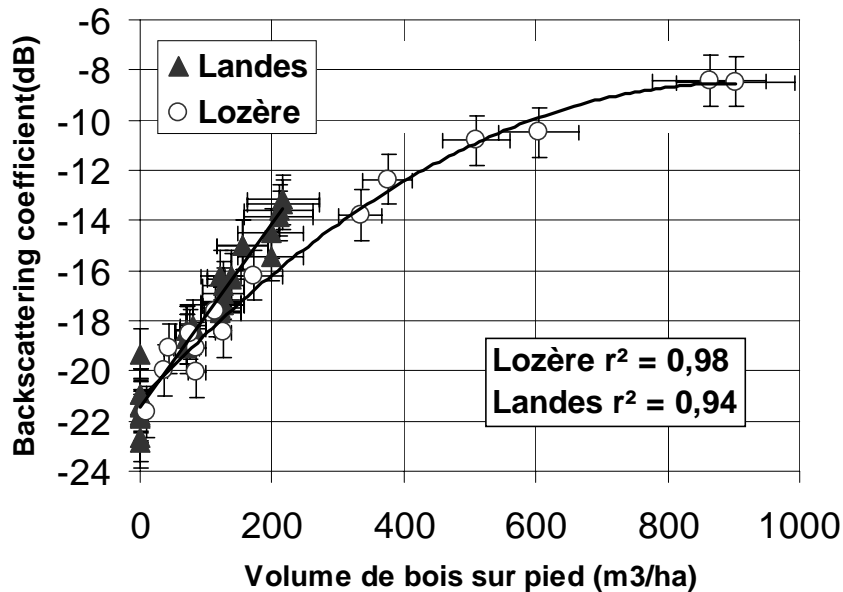


Figure 8 : Coefficient de rétrodiffusion mesuré par CARABAS au-dessus des peuplements des Landès et de Lozère en fonction du volume de bois sur pied.

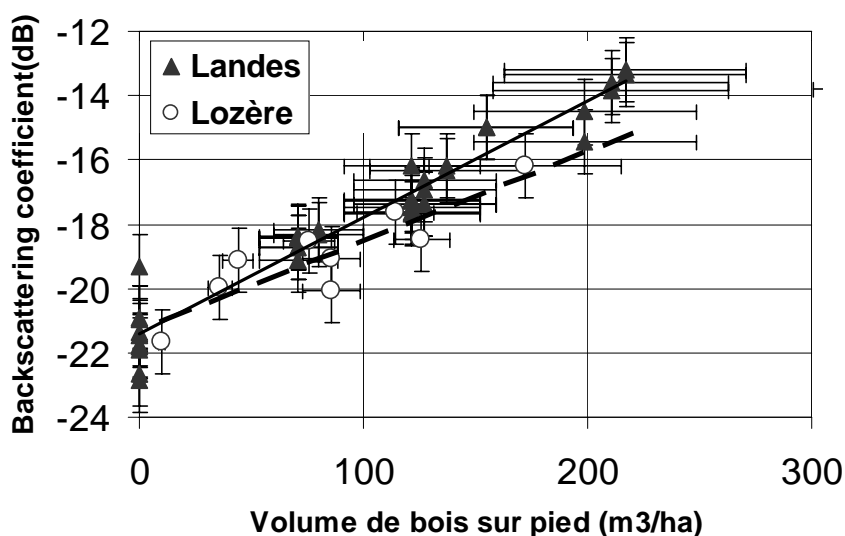


Figure 9 : Gros plan de la figure précédente sur le domaine de valeur en volume de bois commun aux sites des Landès et de Lozère.

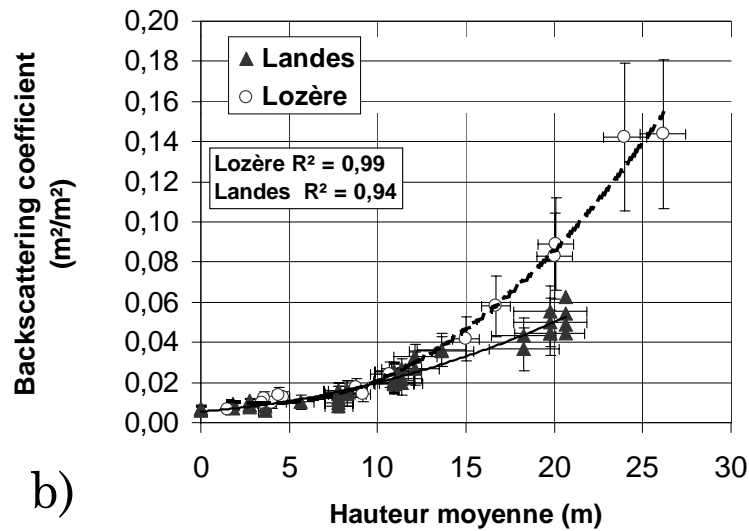
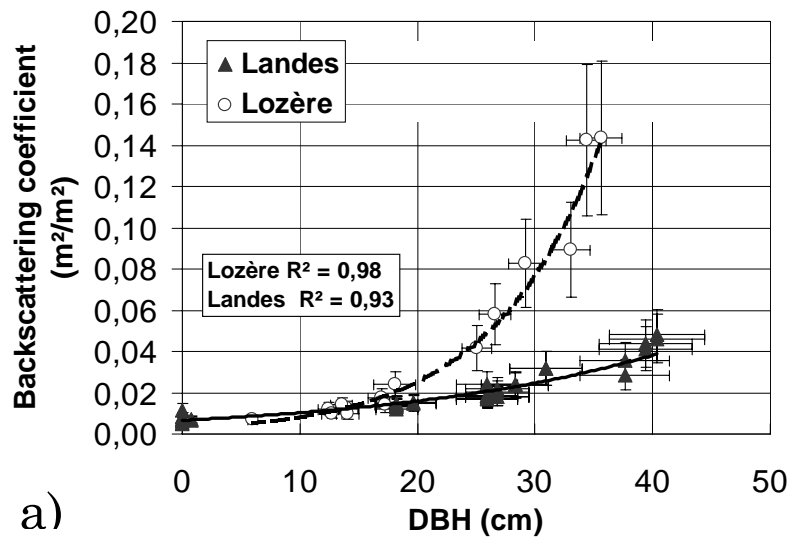


Figure 10 : Variation du coefficient de rétrodiffusion (échelle naturelle) en fonction a) du diamètre à hauteur de poitrine (DBH) moyen des fûts par parcelle, b) de la hauteur moyenne des fûts par parcelle.

	Hauteur des fûts	Diamètre des fûts	Densité de tiges	Surface terrière	Volume de bois
Lozère	0.95	0.98	-0.74	0.48	0.99
Landes	0.93	0.93	-0.92	0.86	0.94
Lozère +Landes	0.83	0.62	-0.43	0.61	0.99

Tableau 2 : Corrélations entre différentes variables descriptives des parcelles mesurées sur le terrain et le coefficient de rétrodiffusion radar.

L'examen visuel des images CARABAS indique une forte sensibilité du coefficient de rétrodiffusion à la topographie locale (pente). Afin d'analyser expérimentalement cet effet, trois images ont été géocodées afin de les mettre en conformité géographique avec le MNT disponible sur la forêt domaniale de Mende, d'une maille de 25 mètres et d'une précision altimétrique de 5 mètres. Les images ont été sélectionnées de manière à couvrir plusieurs configurations en incidence (plage de 40 à 65°) et une grande variabilité de situations topographiques. Nous avons rencontré des difficultés pour géocoder de manière satisfaisante les zones de très fortes pentes ($> 20^\circ$), dues aux déformations extrêmes des images dans ces régions. Ces zones ont donc été exclues de l'analyse qui a suivi. Les images ont été ensuite croisées avec le MNT dans le système d'information géographique disponible sur la zone, permettant d'obtenir des statistiques sur le coefficient de rétrodiffusion, par classes de pentes de 5°. L'analyse des courbes a porté sur les peuplements de 100 ans. Ils permettaient, par leur niveau de rétrodiffusion élevé, de suivre la totalité de la chute du signal. Malheureusement, peu de peuplements jeunes en pente étaient visibles sur les images et leur faible niveau de rétrodiffusion ne permettait pas de suivre la dynamique du signal avant d'atteindre le niveau de bruit (-21 dB). Il n'a donc pas été possible d'étudier la variation d'influence de la topographie en fonction de l'âge des parcelles.

La figure 11 présente la dépendance à la topographie de la rétrodiffusion (en intensité naturelle) des peuplements de 100 ans. La chute est très forte et correspond à une pente de 10 dB. L'analyse sur plusieurs configurations montre que cet effet est le même quels que soient les angles de vue (pente opposée ou face au radar) et l'incidence locale. L'importance de la chute interdit toute analyse du signal sans une connaissance précise de la topographie locale. A des fins d'inversion, il serait nécessaire de corriger les images à l'aide d'un MNT selon une loi semi-empirique. Le lecteur trouvera une simulation théorique de cet effet topographique dans l'article B.

Cette dépendance à la pente locale démontre la prépondérance de la réflexion tronç-sol. La figure 12 illustre la variation de ce mécanisme entre un terrain plat et un terrain en pente. La présence d'une pente d'un angle α affecte la réflexion diédrale en détournant le rayon réfléchi du capteur, avec un angle $\theta - 2\alpha$ au lieu de θ . Ainsi, à mesure que la pente augmente le capteur reçoit progressivement moins de signal, ce qui explique les observations expérimentales.

Les observations montrent l'exceptionnelle sensibilité du signal aux caractéristiques géométriques des troncs. Pourtant, l'influence de l'espèce (structure notamment) reste à évaluer et particulièrement les contributions respectives des différents éléments du

couvert. Un travail de modélisation est donc nécessaire pour comprendre finement ce que mesure CARABAS. Un résumé est présenté dans la section modélisation.

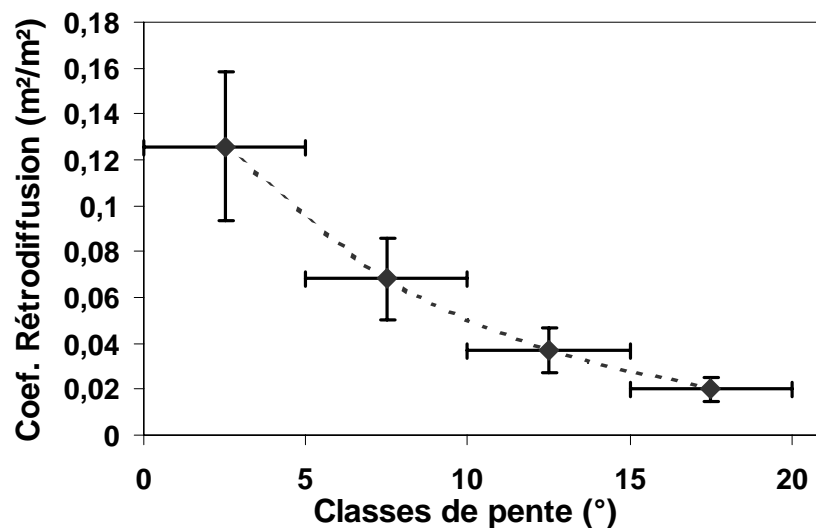


Figure 11 : Variation expérimentale de la variation du coefficient de rétrodiffusion (intensité naturelle) en fonction de la pente (par classes de 5° extraites à partir d'un MNT), pour des peuplements matures de pins noirs.

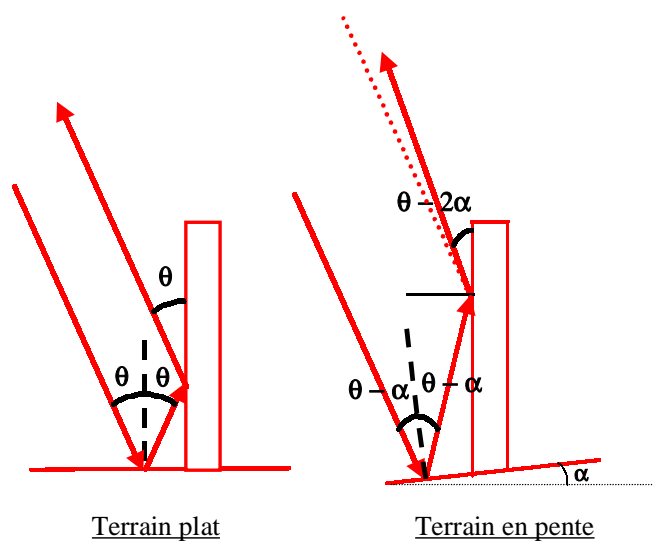


Figure 12 : Illustration de l'effet induit par la pente sur le mécanisme principal de rétrodiffusion (réflexion tronç-sol) en basses fréquences.

2 Modélisation

2.1 Présentation des modèles utilisés

Parmi les approches utilisées en télédétection radar, on peut nettement séparer les approches empiriques, utilisant des observations pour déduire des relations statistiques

afin d'inverser le signal en termes de variables forestières, des approches théoriques, basées sur l'utilisation de modèles afin de reproduire et d'interpréter les observations. Les approches empiriques et semi-empiriques ont été les premières utilisées mais ont montré leurs limites. Souvent, les observations et les relations tirées d'une étude s'avèrent dépendantes du site, de l'espèce, voire de l'époque d'observation. Afin de trouver des « invariants » dans la réponse mesurée et de comprendre la variabilité des relations observées, il s'avère nécessaire de comprendre comment l'onde électromagnétique interagit avec les milieux naturels. Il s'agit d'identifier à la fois quels sont les mécanismes d'interaction prépondérants et quels sont les diffuseurs principaux. Depuis une vingtaine d'années, de nombreuses études se sont attaquées à ce problème. Modéliser la rétrodiffusion radar des forêts impose d'appliquer des théories électromagnétiques sur une description simplifiée de la forêt. Nous allons donc voir dans cette section les différentes approches utilisées en séparant les travaux réalisés sur la description de la végétation de ceux traitant des aspects électromagnétiques. Dans chaque section, après des rappels généraux, les modèles utilisés durant la thèse seront plus spécifiquement présentés.

2.1.1 Modélisation de la forêt

Modélisation de la forêt et rétrodiffusion radar

Combiner une description fine du milieu forestier avec les théories électromagnétiques (E.M.) semble être une gageure. En effet, les modèles de diffusion de forêt utilisent des hypothèses fortement simplificatrices comme la symétrie azimutale des diffuseurs et utilisent des descriptions simplifiées (cylindres, disques, sphères) des cibles naturelles. Une branche y sera par exemple décrite sous la forme d'un ou de plusieurs cylindres emboîtés, décrits par les premier et second ordres des statistiques des variables longueur, diamètre, position et direction dans l'espace. Représenter finement la variabilité du milieu impose donc d'adapter les techniques de description de la végétation aux hypothèses utilisées par les modèles de diffusion.

La plupart des modèles E.M. décrivent la végétation sous la forme d'un assemblage de couches, ou de mailles à l'intérieur desquelles la distribution est supposée homogène, les caractéristiques des diffuseurs variant en fonction de la classe à laquelle elles appartiennent. La figure 13 illustre les différentes voies adoptées. Les premiers modèles décrivaient la végétation sous forme d'une couche unique homogène (Attema et Ulaby, 1978) (figure 13a)). Par la suite plusieurs couches ont été introduites afin de séparer notamment le houppier, des troncs élagués et de la sous-strate arbustive (Ulaby et al.,

1990 ; Karam et al. 1992). Plus récemment, certains modèles ont introduit une variabilité horizontale du milieu au moyen de formes géométriques simples (parallélépipèdes, cônes) qui sont censés représenter différents types de houppiers (Sun et Ranson, 1995) (figure 13b). Dans ces dernières approches, les caractéristiques de la végétation sont encore considérées comme homogènes à l'intérieur des volumes définis. Un nouveau pas a été franchi en discrétisant l'espace en éléments élémentaires ou « voxels » (Ewe et Shuah 2000) (figure 13c)). Enfin, la voie la plus récente propose l'utilisation de modèles cohérents qui prennent en compte la position dans l'espace de tous les diffuseurs sans hypothèse d'homogénéité dans un volume donné (Floury, 1999) (figure 13d)).

Deux caractéristiques fortes de la forêt sont sa complexité et sa variabilité. Mais comment mesurer et introduire ces dernières dans les modèles de diffusion ? L'approche la plus simple consiste à utiliser des mesures dendrométriques sur les éléments du couvert, obtenues à partir d'échantillonnages sur le terrain. Il faut alors s'attacher à apprécier aussi bien la variabilité au sein d'un même arbre (en fonction de la hauteur dans le couvert par exemple), qu'entre différents individus. Cette méthode expérimentale présente l'avantage, si l'échantillonnage est suffisamment conséquent, de pouvoir apporter une bonne idée de la variabilité du milieu en fournissant moyenne, écart-type voire une densité de probabilité sur des variables utilisées par les modèles de diffusion (longueur, diamètre, orientation dans l'espace). Toutefois, les mesures seront entièrement dépendantes du site d'étude et ne pourront être utilisées rigoureusement sur d'autres sites. De plus, aucune connaissance sur les processus biophysiques influençant la croissance n'est apportée. Enfin, la mesure sur le terrain de certaines variables (orientation dans l'espace des éléments) est peu précise.

Une voie alternative réside dans l'utilisation de descriptions plus réalistes, basées sur des algorithmes de reconstruction de l'architecture des arbres. Dans les approches les plus simples, du type « vectorisation », l'arbre est « reconstruit » à partir de mesures terrain lors desquelles ont été mesurées les variables dendrométriques nécessaires à la reconstruction (diamètre/longueur des segments, quantité de feuillage, etc...). Bien que l'arbre ne soit pas entièrement échantillonné, des algorithmes permettent alors de reproduire un arbre en utilisant la base de données des mesures terrains. Cette modélisation, bien que précise, présente le désavantage de ne reposer sur aucune base biologique et botanique. Ainsi il n'est pas possible de faire évoluer ce type de maquettes et de simuler la croissance de l'arbre.

D'autres approches utilisent des modèles mathématiques plus complexes, parmi lesquelles on peut noter celles basées sur les méthodes fractales ou les systèmes de Lindenmayer (ou L-systèmes). Ces modèles présentent l'avantage par rapport aux approches type vectorisation de ne requérir qu'un nombre réduit de mesures pour alimenter les modèles. De plus, il est possible de simuler une dynamique de croissance. Mais, là encore, la validité botanique n'est pas prise en considération. On peut donc conclure que l'idéal serait de combiner l'utilisation de modèles mathématiques, permettant un échantillonnage « allégé », avec une prise en compte des phénomènes biologiques à l'origine de la croissance de l'arbre. C'est ce que proposent les modèles botaniques, parmi lesquels le modèle architectural de croissance d'arbre AMAP (pour Atelier de Modélisation de l'Architecture des Plantes) développé par le CIRAD. C'est cette approche qui sera utilisée pour la description de la végétation dans cette étude. Nous allons maintenant détailler ce modèle.

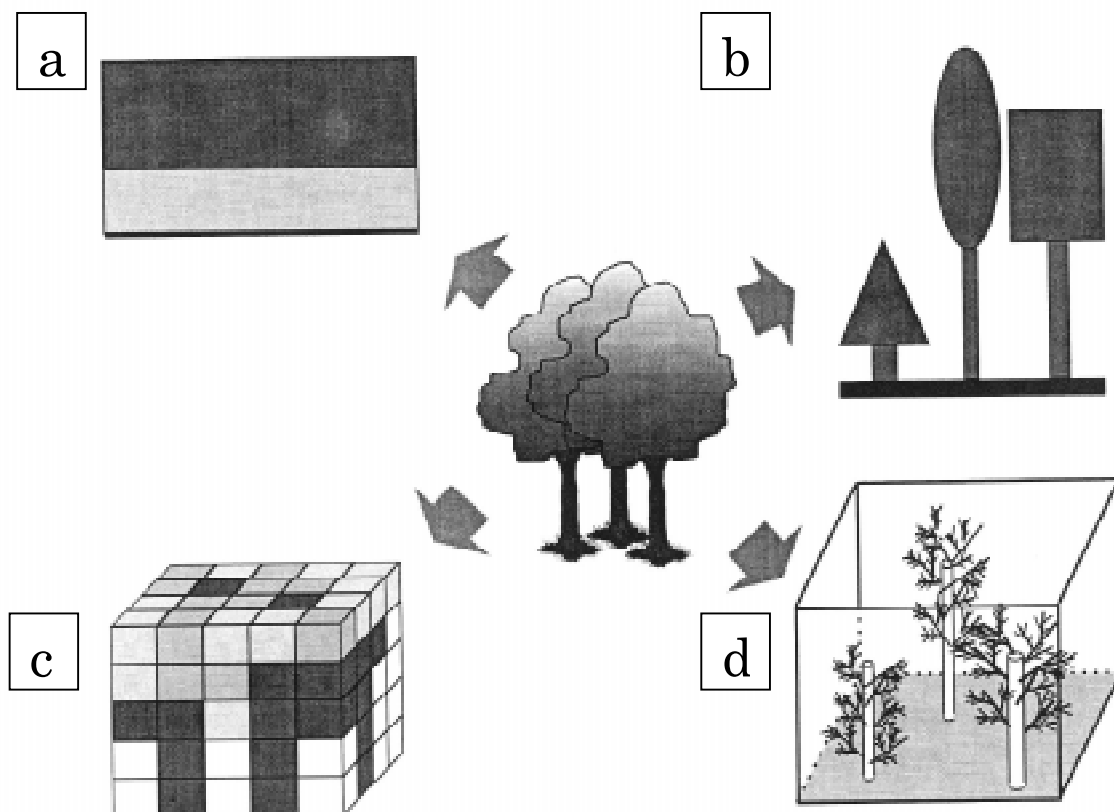


Figure 13 : Les différents modes de description de la végétation dans les modèles électromagnétiques de végétation (d'après Flourey 1999).

Le modèle de croissance d'arbre AMAP

Les premiers travaux sur la modélisation architecturale datent des années 70, d'abord d'un point de vue théorique et qualitatif (Hallé and Oldeman 1970, Hallé et al. 1978) puis d'un aspect pratique et quantitatif à travers les études sur le caféier entreprises par Philippe De Reffye (De Reffye 1981a, 1981b, 1982, 1983). AMAP se propose précisément de combiner les connaissances qualitatives et quantitatives issues de ces travaux. La chaîne de traitement se déroule en 4 temps : 1) une observation morphologique et architecturale des végétaux ; 2) l'acquisition de mesures sur la plante; 3) le calcul des paramètres de fonctionnement; 4) la simulation de la croissance qui donnera la maquette, résultat final de la chaîne. Ces principes permettent de simuler aussi bien des herbacés, des plantes annuelles ou des arbres.

- L'analyse morphologique : l'architecture d'une plante dépend de la nature et de la position relative de ses différentes parties. Elle est le résultat d'un équilibre entre les caractéristiques propres d'une espèce et les influences de son environnement.

La structure élémentaire de l'architecture d'un arbre est l'axe feuillé qui comprend (figure 14) :

- le bourgeon terminal ou méristème apical ;
- les nœuds : points d'insertion des feuilles/branches sur la tige ;
- les entre-nœuds : portions de tiges situées entre 2 feuilles/branches consécutives ;
- les bourgeons latéraux au niveau de chaque nœud.

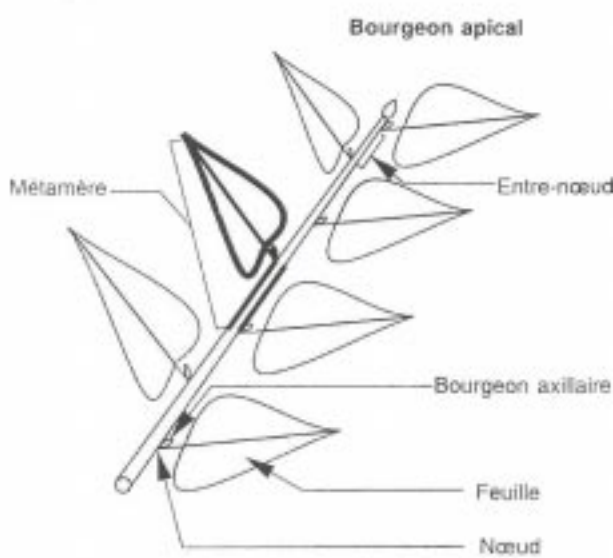


Figure 14 : Description de l'axe feuillé (d'après Barthélémy et al., 1995).

L'idée fondamentale est de considérer la plante comme le résultat de l'activité de ses méristèmes (ou bourgeons). On distingue 3 états pour un méristème : 1) l'inhibition ; 2) le fonctionnement ; 3) l'arrêt total de fonctionnement ou mort. A chaque unité de temps lors d'une simulation, le devenir des bourgeons est alors déterminé en attribuant deux probabilités à chaque bourgeon : sa probabilité de mourir et d'être inhibé (inactif pendant un certain temps). Ainsi, la « vie » d'un méristème va être rythmé par trois phénomènes :

- La croissance qui regroupe l'élongation (apparition d'une nouvelle pousse ou unité de croissance) et la « pause » suite à un effet d'inhibition
- La ramification : des axes latéraux se développent. La répartition des ramifications le long d'un axe est modélisée par une chaîne de Markov à deux états (l'état ramifié et non ramifié) : la probabilité d'apparition d'une ramification sur un entre-nœud ne dépend que de l'état de l'entre-nœud précédent.
- La mortalité qui regroupe la transformation en fleurs (dans le cas d'arbres fruitiers), la fin programmé d'un axe ou l'accident naturel ou provoqué (taille).

On distingue dans la phase de croissance, la phase primaire qui voit la création des entre-nœuds puis leur élongation, et la phase secondaire au cours de laquelle les entre-nœuds voient leur section s'accroître. Cette croissance est directement reliée à la quantité d'assimilats fournis par la photosynthèse et à leur mode de répartition (Fourcaud 1995).

- La réalisation des mesures : Les caractéristiques des unités de croissance peuvent être approximées par des lois de distribution. De même, les processus de croissance et d'arrêt peuvent être exprimés en termes de probabilités. L'observation a montré que la nature ou la forme des distributions observées est indépendante des conditions expérimentales (De Reffye et al., 1991). Il n'y a que les paramètres des lois qui soient modifiés quand les arbres d'une même espèce poussent dans des environnements différents (Barthélémy et al. 1995). Ceci signifie qu'une fois déterminée l'architecture d'une espèce, il suffit de réaliser des mesures sur le terrain pour caler les lois statistiques du modèle et ainsi simuler la croissance d'un arbre. Les mesures sont réalisées par échantillonnage et doivent être effectuées sur un nombre d'individus suffisant à plusieurs âges afin de prendre en compte au mieux la variabilité intra-spécifique. Elles reposent sur un codage particulier (Godin et al. 1996) qui permet de retrouver l'agencement des unités de croissance les unes par rapport aux autres.

- Calcul des paramètres de fonctionnement : A partir des observations *in situ*, les ajustements des distributions se font avec des lois simples (Poisson, binomiale, géométrique) (Jaeger et De Reffye, 1992). Les paramètres de ramification, modélisés à partir de chaînes de Markov, sont également calculés. Cette phase est conduite à l'aide du logiciel AMAPMOD (Godin et al. 1996, 1997) qui intègre automatiquement le codage utilisé durant la prise des mesures.

- Simulation de la croissance : Simuler l'architecture revient à reproduire la succession des unités de croissance au cours de la vie de l'arbre. La notion d'axe de référence (De Reffye et al. 1991) permet de gérer simultanément l'âge chronologique et l'âge physiologique au sein d'un même arbre (un bourgeon de l'année, qui est chronologiquement jeune, est physiologiquement vieux car c'est le stade ultime de développement d'un méristème). L'architecture est alors recrée grâce aux lois stochastiques. La figure 15 montre plusieurs simulations à divers âges pour une maquette de pin noir.

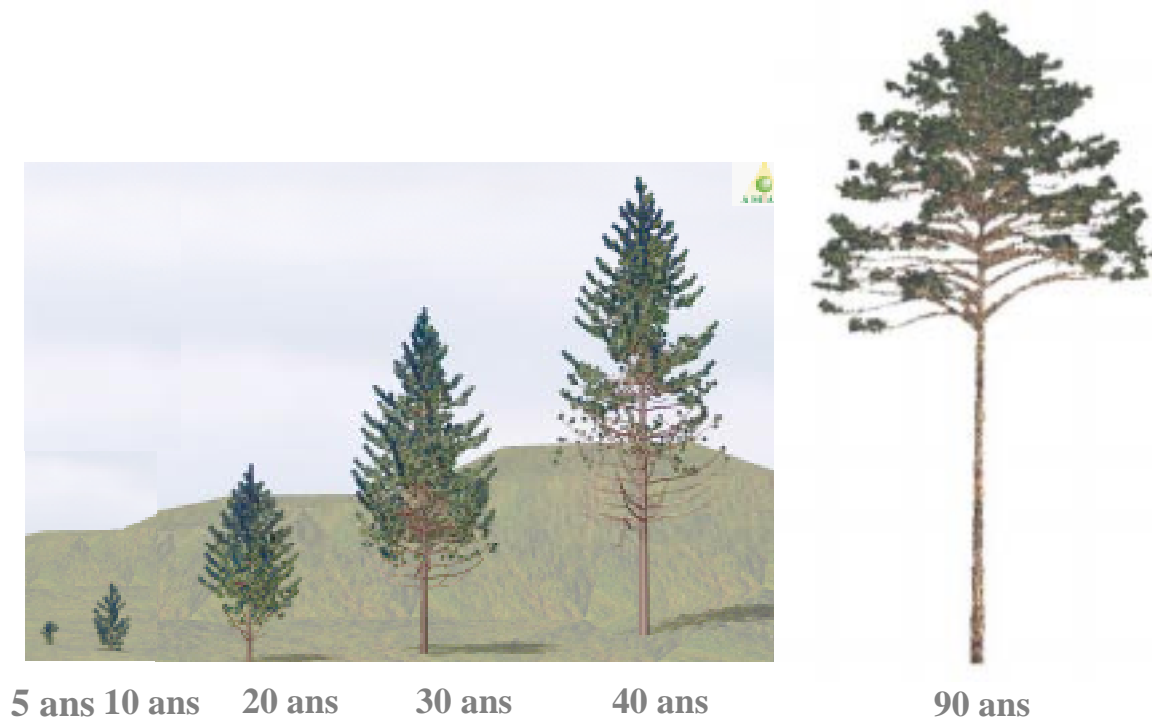


Figure 15 : Maquettes AMAP de pin noir d'Autriche à différents âges calibrées pour la forêt domaniale de Mende.

2.1.2 Modélisation électromagnétique

Les tentatives de modélisation de l'interaction onde-matière sont aussi vieilles que la télédétection radar. Les premières approches, semi-empiriques, décrivaient la végétation comme un nuage de gouttelettes d'eau au-dessus d'une surface réfléchissante. Ce type de modèle permettait de prendre en compte les deux principaux mécanismes de rétrodiffusion aux hautes fréquences (bandes X, C et L) : la rétrodiffusion directe du couvert et la contribution du sol atténuée par la végétation. Toutefois, ce type de modèle ne permet pas d'étudier l'influence réelle des propriétés des diffuseurs de la végétation (taille, orientation).

On peut distinguer les modèles travaillant simplement avec l'énergie de l'onde (amplitude) et ceux utilisant toutes les caractéristiques d'une onde (amplitude et phase) comme les modèles cohérents. Nous allons ici introduire ces deux types de modèles.

La modélisation du transfert radiatif

La théorie du transfert radiatif a été d'abord utilisée en astronomie dans le calcul du transfert d'énergie dans les atmosphères stellaires (Chandrasekhar, 1960), avant d'être utilisée et modifiée pour la télédétection optique et radar des milieux forestiers. Ces équations se traduisent en terme d'énergie (ou puissance), ainsi toute information sur la phase des champs diffusés est perdue. Cette théorie repose sur l'hypothèse que les champs (incidents et diffusés) peuvent s'additionner de manière incohérente, en puissance. Cette supposition sera valable si les points suivants sont respectés :

- le nombre de diffuseurs doit être grand ;
- les diffuseurs sont aléatoirement distribués dans l'espace ;
- les diffuseurs sont en champ lointain les uns des autres (peu de couplage entre les différents diffuseurs) ;
- les fluctuations de permittivité diélectrique du milieu dans lequel sont distribués les diffuseurs sont faibles.

Ces hypothèses sont respectées pour la plupart, la forêt constituant un milieu avec un grand nombre de diffuseurs mais finalement peu dense, sa fraction volumique restant inférieure à 0,1 % (Le Toan et al. 1990). De même, l'hypothèse sur la permittivité diélectrique est respectée étant donné que les fluctuations de permittivité sont faibles dans le houppier (Le Toan et al., 1990). L'hypothèse du champ lointain est la plus critique, notamment dans le cas de diffuseurs comme les agrégats d'aiguilles, ce qui impose de travailler à la limite de validité du modèle.

L'équation générale décrivant la propagation d'une onde à travers un milieu dispersif (atténuant, diffusant, émissif) s'écrit :

$$\cos \theta \frac{d\bar{\mathbf{I}}(\theta, \phi, z)}{dz} = -\bar{\kappa}_e(\theta, \phi, z) \cdot \bar{\mathbf{I}}(\theta, \phi, z) + \int_{4\pi} d\Omega' \bar{\mathbf{P}}(\theta, \phi; \theta', \phi') \cdot \bar{\mathbf{I}}(\theta', \phi', z) + \mathbf{J}(\theta, \phi, z) \quad (1)$$

L'intensité est notée sous la forme du vecteur de Stokes qui contient 4 termes, deux en co-polarisations (HH et VV) et deux en polarisation croisée (HV et VH). L'équation (1) décrit la variation de l'intensité (membre de gauche) au cours de sa propagation dans un repère cylindrique (θ, ϕ, z) . Ces variations sont expliquées par les trois termes du membre de droite :

- le premier terme $-\bar{\kappa}_e(\theta, \phi, z) \cdot \bar{\mathbf{I}}(\theta, \phi, z)$ représente les pertes dues à l'absorption ou à l'extinction. κ_e est appelée la matrice d'extinction. Pour un milieu aléatoire, cette matrice peut être calculée par l'approximation multi-diffusions de Foldy-Lax. Dans le cas d'agrégats d'aiguilles ou de feuilles, Fung a proposé de remplacer cette approximation en prenant en compte les interactions en champ proche entre les diffuseurs (Fung et al. 1987) ;
- $\int_{4\pi} d\Omega' \bar{\mathbf{P}}(\theta, \phi; \theta', \phi') \cdot \bar{\mathbf{I}}(\theta', \phi', z)$ tient compte de la diffusion des ondes provenant des directions (θ', ϕ') dans la direction (θ, ϕ) . \mathbf{P} est la matrice de diffusion qui additionne les propriétés diffusantes (diélectriques et géométriques) de tout les diffuseurs élémentaires du milieu. Cette somme est généralement calculée dans l'hypothèse que tout les diffuseurs sont en champ lointain les uns des autres ;
- $\mathbf{J}(\theta, \phi, z)$ représente l'émission du milieu. Ce terme est négligé en télédétection micro-ondes active où la diffusion domine largement l'émission.

L'approximation de Foldy-Lax est utilisée pour le calcul de la l'atténuation du milieu. L'approche de Foldy (Foldy 1945, Lax 1951, Tsang et al. 1985) est en effet utile pour prendre en compte les effets d'absorption et de diffusion des milieux peu denses. Elle repose sur trois points :

- le champ diffusé total est la somme des champs diffusés par chaque diffuseur ;

- le champ diffusé par chaque diffuseur dépend uniquement de ses propres propriétés et de celles du champ incident ;
- le champ incident sur chaque diffuseur est égal à la somme du champ incident initial et des champs diffusés par tous les autres diffuseurs (champ total sans le champ diffusé par le diffuseur en question).

La résolution de l'équation de transfert radiatif (1) peut se faire de manière itérative. Elle consiste à prendre pour hypothèse que l'effet de diffusion est plus faible que celui d'atténuation. Le terme d'atténuation est alors dominant, et la solution à l'ordre 0 est obtenue en négligeant le terme de diffusion. En substituant la solution à l'ordre 0 dans le terme de diffusion du second membre, on obtient alors la solution d'ordre 1. Les solutions aux ordres supérieurs étant obtenus selon le même principe. La figure 16 illustre la solution à l'ordre 1 qui fait apparaître 4 mécanismes en plus de la rétrodiffusion du sol (solution de l'ordre 0) : diffusion directe de la végétation, double réflexion végétation-sol et sol-végétation, réflexion sol-végétation-sol. Les solutions d'ordres supérieurs sont difficiles à mettre en œuvre par leur complexité et les temps de calcul nécessaires pour leur résolution. A titre d'exemple, la solution à l'ordre 2 fait déjà apparaître 16 mécanismes.

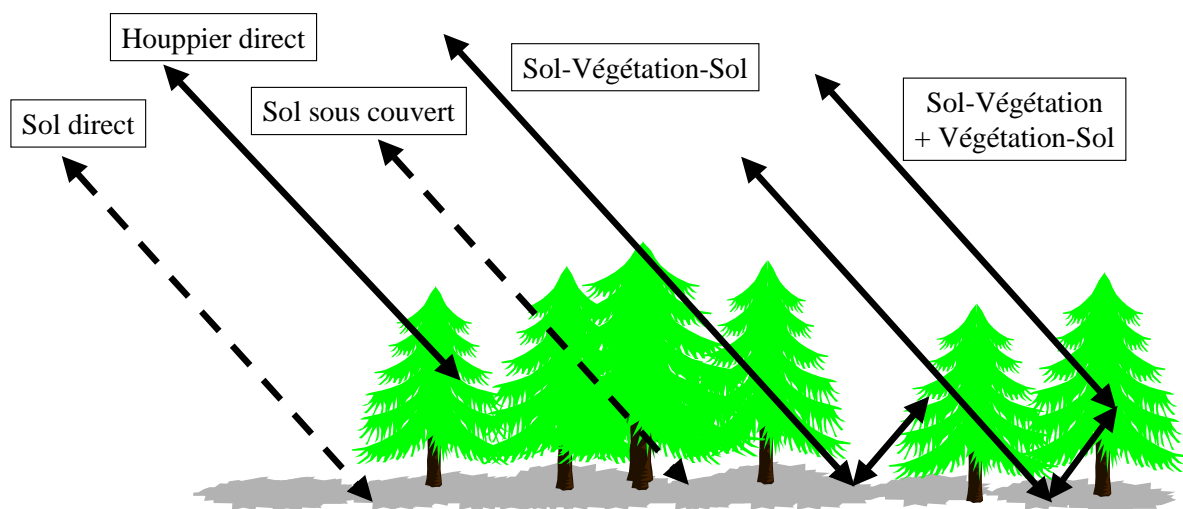


Figure 16 : Solution du premier ordre de l'équation du transfert radiatif qui fait apparaître 4 mécanismes, en plus de la rétrodiffusion du sol (solution de l'ordre 0).

Cette thèse se propose de poursuivre les travaux menés depuis plusieurs années sur l'amélioration de la modélisation en transfert radiatif (RT pour radiative transfert). Le modèle choisi est celui développé dans le cadre d'une collaboration entre le MIT et le CESBIO (Beaudoin et al. 1994, Hsu et al. 1994). Il s'agit d'un modèle monostatique du premier ordre, polarimétrique, traitant la végétation sous forme d'une superposition de

couches horizontales. Initialement, la forêt était représentée en 3 couches : une couche de houppier, une couche de troncs élagués et une couche de sous-bois. La végétation est décrite sous forme de cylindres diélectriques ordonnés en classes de diffuseurs (tronc, branche d'ordre 1, d'ordre 2 ...) caractérisées par une taille (rayon, longueur), une constante diélectrique et une distribution d'orientations homogène dans la couche. La contribution du sol, en diffusion directe, est calculée par l'approximation de Kirchoff, tandis que les réflexions sol-végétation sont calculées en approximant le sol par une surface spéculaire.

Une limitation des modèles en transfert radiatif réside dans la description purement statistique du milieu, au moyen de moyennes et de distributions. Ceci ne permet donc pas de prendre en compte la structure de l'arbre, notamment le positionnement relatif des éléments du couvert qui peuvent induire des phénomènes d'interaction cohérente (additives ou destructives). C'est ce que propose précisément d'affiner la théorie du « branching model » (Yueh et al. 1992) qui tient compte notamment du regroupement des diffuseurs en agrégats de plusieurs échelles : les aiguilles sur une branche tertiaire peuvent être traitées comme des branches secondaires agrégées le long d'une branche primaire. L'arrangement est semblable, seules les dimensions diffèrent (taille, densité linéaire de diffuseurs).

Les travaux réalisés plus récemment (Castel 1998, Floury 1999) ont proposé de décrire plus finement le couvert en scindant la monocouche de houppier en plusieurs sous-couches afin de mieux décrire la variabilité verticale du milieu. Parallèlement, la description de la végétation a été affinée en utilisant, non plus des données statistiques issues d'échantillonnages terrains, mais des données issues du modèle de croissance d'arbre AMAP.

Le modèle RT décrit la végétation au moyen de cylindres : à une branche correspond un cylindre. AMAP utilise aussi des cylindres pour reconstruire géométriquement un arbre, mais à l'inverse il utilisera autant de cylindres qu'il sera nécessaire pour décrire chaque branche (courbure, variation du diamètre en fonction de la longueur). Pour mettre en adéquation les deux descriptions, une interface (AMAP2SAR, (Barczi et al. 1997)) dégrade les maquettes AMAP pour les adapter au format d'entrée du modèle RT.

La modélisation cohérente

La singularité de cette approche réside dans la sommation cohérente (amplitude et phase) des champs diffusés, ce qui signifie que le modèle a besoin de connaître les positions exactes dans l'espace de chacun des diffuseurs. Parmi les modèles cohérents on distingue les modèles exacts et ceux approchés. Les premiers sont appelés exacts car leur

développement théorique à partir des équations de Maxwell ne nécessite aucune hypothèse simplificatrice autres que celles liées à l'implémentation numérique. Deux approches les plus couramment utilisées sont la méthode des moments et la méthode FDTD (Finite Difference Time Domain). Ces modèles présentent le désavantage d'être très demandeurs en temps de calcul, ce qui les rend inutilisables dans l'étude de scènes naturelles comme les forêts, caractérisées par un grand nombre de diffuseurs. Nous avons donc préféré utiliser un modèle cohérent « approché » reposant sur l'approximation de Born modifié.

L'approximation de Born modifiée est une théorie prenant en compte à la fois l'information d'amplitude et de phase des champs diffusés. Il s'agit de l'extension de l'approximation de Born, qui postule que la réponse d'une distribution de diffuseurs à un champ incident est égale à la somme cohérente de la réponse de chacun de ces diffuseurs au même champ incident. Les diffuseurs sont ici traités de manière indépendante les uns des autres. L'approximation de Born modifiée a pour avantage de prendre en compte l'atténuation de l'onde et sa variation en phase au cours de sa propagation dans le milieu. Afin de calculer ce champ atténué qui sera donc recalculé pour chaque diffuseur, on utilise comme dans la théorie du transfert radiatif l'approximation de Foldy-Lax. En conséquence, on retrouve dans cette approche les mêmes limitations sur la densité de diffuseurs que dans la modélisation radiative.

Dans le cadre de cette thèse, nous avons utilisé un modèle cohérent précédemment développé au CESBIO (Floury 1999). La diffusion des cylindres diélectriques constituant le milieu est calculée par l'approximation du cylindre fini (Karam et Fung 1988). La contribution directe du sol est prise en compte par un modèle IEM (Integral Equation Model) (Fung et al. 1992), les réflexions (pour les interactions végétation-sol) par les coefficients de Fresnel modifiés de la rugosité. Les simulations sont conduites sur N réalisations du milieu tirées par la méthode de Monte-Carlo, plusieurs centaines de cellules sont ainsi généralement calculées pour dériver le calcul de rétrodiffusion (figure 17).

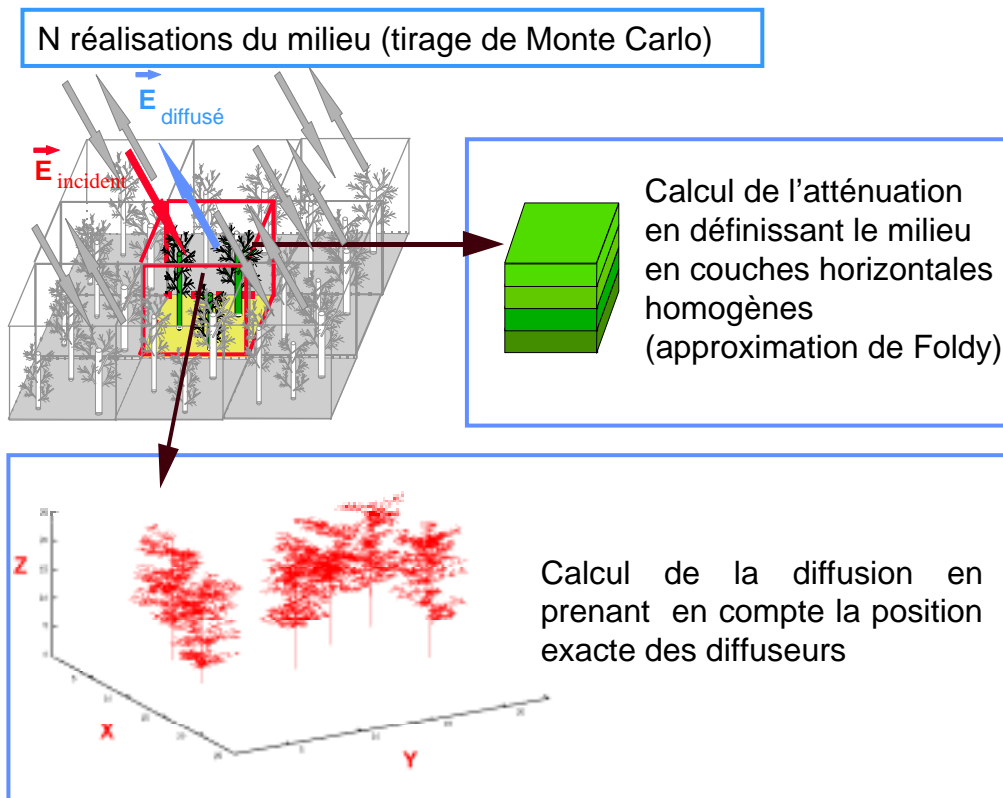


Figure 17 : Schéma simplifié présentant le modèle cohérent (Floury 1999). Les simulations sont conduites sur N cellules élémentaires à l'intérieur desquelles la position des arbres est obtenue par tirage de Monte-Carlo. La diffusion est calculée au moyen de l'approximation de Born modifiée qui tient compte de la position exacte de chaque diffuseur dans l'espace. L'atténuation est calculée par l'approximation de Foldy-Lax en définissant le milieu en couches homogènes similairement à l'approche du modèle de transfert radiatif.

2.2 Amélioration du modèle de transfert radiatif et interprétation des données HUTSCAT

Le couplage modèle E.M. – modèle de croissance repose sur l'idée qu'une description fine du milieu est nécessaire pour reproduire et comprendre les interactions de l'onde électromagnétique avec le couvert. Les premiers travaux sur le modèle RT ont surtout porté sur l'implémentation et l'interfaçage des deux modèles. Il reste à montrer l'utilité de cette approche et particulièrement à la valider. Le choix de données appropriées s'avère ici important. En effet, l'approche la plus simple afin de valider le modèle serait de comparer des coefficients de rétrodiffusion simulés et expérimentaux, obtenus par exemple à partir de données de satellites (Floury et al. 1997). Ceci ne constitue qu'une première étape, et il serait même plus juste d'utiliser le terme d'étalonnage à la place de validation, les valeurs de certaines variables difficiles à mesurer (rugosité et humidité

des sols notamment) étant souvent ajustées pour faire coïncider les valeurs de rétrodiffusion simulées avec celles observées. De plus, simuler un coefficient de rétrodiffusion n'assure pas que les mécanismes prédits par le modèle sont ceux qui prennent effet, réellement, au sein des couverts. A ce titre les données HUTSCAT semblent un outil unique et particulièrement adéquat pour valider l'approche multicouche du modèle MIT/CESBIO. Celui-ci présente l'avantage de pouvoir étudier comment interagit l'onde E.M à l'intérieur même des couverts. HUTSCAT permet précisément d'étudier expérimentalement et à haute résolution cette même distribution.

Nous avons donc adopté une approche à double sens en 1) utilisant les données HUTSCAT à des fins de validation du modèle ; 2) interprétant ensuite les données grâce au modèle validé. La première phase a nécessité une série d'aller-retour entre comparaison et validation. En effet, la comparaison des premières simulations en bande X du modèle RT avec les données expérimentales à incidence normale n'était pas satisfaisante (Article A). Le modèle donnait une zone d'interaction située juste en-dessous du couvert et très fine, contrairement aux données expérimentales qui montrait une zone d'interaction très profonde.

La différence de comportement a été interprétée comme il suit. A des angles d'incidence faibles, les parties basses du houppier (là où se trouvent les branches les plus larges) peuvent être vues directement sans être atténuées par les couches supérieures. Or, ce constat rend invalide l'hypothèse utilisée par le RT selon laquelle la végétation peut être considérée comme un empilement de couches horizontales et infinies. En effet, dans cette hypothèse les contributions des couches du bas du houppier sont atténuées quelque soit l'incidence. Nous avons donc proposé de corriger l'hypothèse des couches horizontales infinies afin de prendre en compte les chemins d'interceptions réels de l'onde par le couvert (Article A).

La figure 18 illustre la différence entre les deux hypothèses. Soit un houppier décomposé en trois couches horizontales. Dans l'hypothèse de couches infinies (droite), la contribution de la couche la plus basse est atténuée par les couches supérieures. Dans l'hypothèse où l'aire diffusante de chaque couche est prise en compte, la rétrodiffusion de la couche la plus basse est la somme de trois contributions (pondérées par leur aire contributive relative): 1) directe et non atténuée par les autres couches; 2) atténuée uniquement par la couche n°2 ; 3) atténuée par les couches n°2 et 3. En itérant sur N couches on peut alors obtenir une nouvelle expression du coefficient de rétrodiffusion (papier A). Dans la correction proposée, l'aire diffusante A_n d'une couche est définie comme un disque dont le rayon est égal à la longueur moyenne des branches primaires,

projetée horizontalement (Figure 18). Le nombre d'éléments végétatifs est le même dans les deux approches, mais dans la correction les éléments sont répartis sur une aire plus petite. Ceci affecte alors l'atténuation puisque l'atténuation est au premier ordre proportionnel à la densité de diffuseurs. Une correction est donc introduite également sur l'atténuation (Floury 1999, Article A). Enfin, il faut noter qu'il s'agit d'une correction *a posteriori*, c'est-à-dire que la correction n'est pas directement implémentée dans le modèle mais simplement effectuée sur les valeurs de coefficients de rétrodiffusion et d'atténuation données par le modèle pour chaque couche.

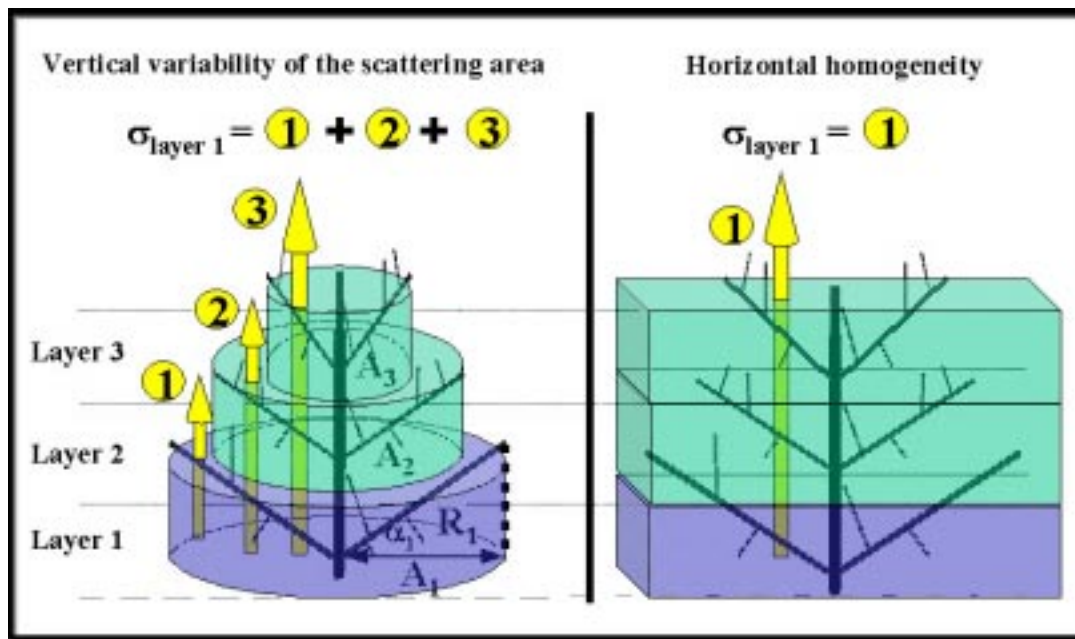


Figure 18 : Comparaison de l'approche tenant compte de l'aire diffusante de chaque couche (gauche) et de l'approche dite « couches infinies » utilisée par le modèle de transfert radiatif (droite) (Article A). La comparaison est présentée pour un houppier divisé en trois couches horizontales.

La figure 19 montre l'effet de la correction en comparant un profil simulé par le modèle RT et un profil corrigé, pour un pin noir de 40 ans. Si le niveau de rétrodiffusion global ne change pas (nous sommes dans la zone de saturation du signal), la distribution est nettement différente. La correction a pour effet d'augmenter la contribution des couches inférieures et de diminuer celles des couches supérieures. Les figures 20 et 21 montrent les comparaisons entre les profils simulés et corrigés avec les données expérimentales pour deux âges, 30 et 40 ans. L'analyse des contributions des diffuseurs montre que les aiguilles sont largement les premiers diffuseurs en polarisation croisée (10 dB), suivis par les branches secondaires (Article A).

La profondeur d'interaction δ_p est définie comme la profondeur à laquelle $I(\delta_p)/I(0)=1/e$, $I(0)$ étant l'intensité incidente arrivant au haut du couvert (Ulaby et al. 1982). La figure 22 montre les profondeurs de pénétration de l'onde simulées et mesurées à partir des profils pour des peuplements de pin noir de différents âges. Les maquettes AMAP n'étant pas disponible au-delà de 45 ans, il n'a pas été possible d'effectuer de simulations au-delà de cet âge.

Enfin, la figure 23 montre deux profils acquis à 0 et 23° selon deux transects parallèles sur la même parcelle de 40 ans. On note peu de différences entre les deux profils ce qui indique que les conclusions tirées de l'analyse des profils à incidence verticale sont probablement valables à des incidences plus large (0-30°), qui sont utilisées par les capteurs satellites actuels (ERS, RADARSAT, J-ERS).

Les résultats présentés vont à l'encontre d'une hypothèse largement répandue selon laquelle la pénétration de l'onde dans le couvert augmente à mesure que la fréquence utilisée diminue et en particulier, que les données en bande X ne permettent que de retrouver les caractéristiques du couvert à son interface supérieure (Ulaby et al. 1982). A la vue des résultats, il semble en fait que le signal mesuré est sensible aux propriétés du couvert sur toute sa profondeur, même avec des longueurs d'onde centimétriques et donc a fortiori aux longueurs d'onde plus haute (C, L, P, VHF). Cette conclusion a un impact direct sur les méthodes d'extraction des variables descriptives du couvert. Grâce à un instrument comme HUTSCAT, en isolant les contributions de chaque couche du houppier, il est donc possible de retrouver les caractéristiques des houppiers à la fois à son sommet (extraction de la hauteur) mais aussi sur toute sa profondeur (extraction de la biomasse et de sa répartition verticale).

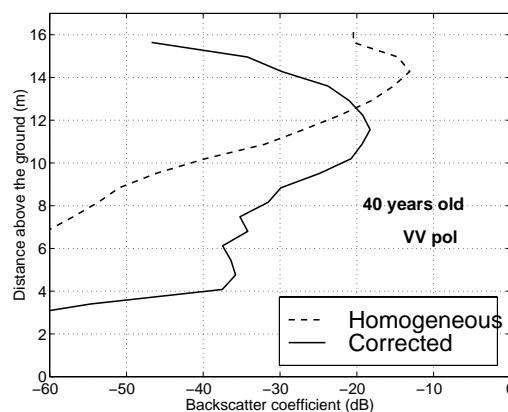


Figure 19 : Comparaison des profils verticaux de rétrodiffusion simulés en utilisant la correction sur l'aire diffusante (« corrected ») et l'hypothèse de couches homogènes infinies (« homogenous »). Les résultats sont présentés pour la bande X et la polarisation VV, au-dessus d'un peuplement de pin noir de 40 ans à une incidence de 3° (Article A).

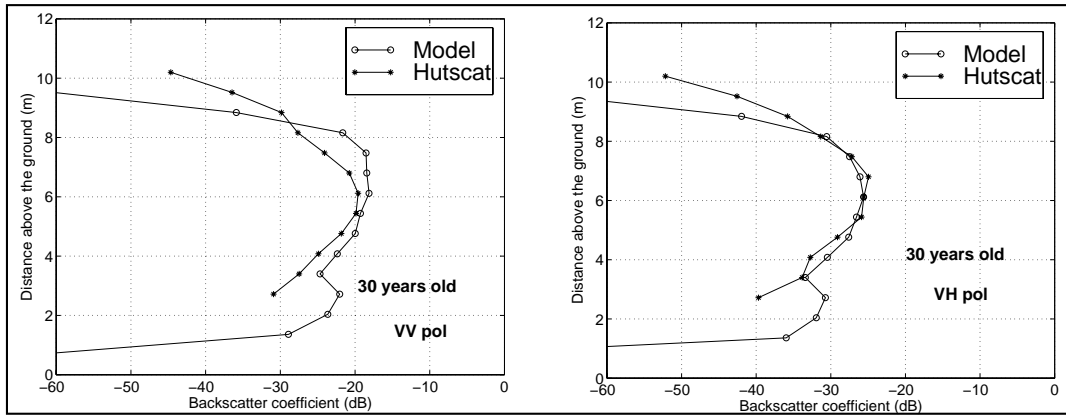


Figure 20 : Comparaison entre les profils expérimentaux (HUTSCAT) et simulés pour un peuplement de 30 ans, en bande X (VV et VH) à une incidence de 3°(Article A).

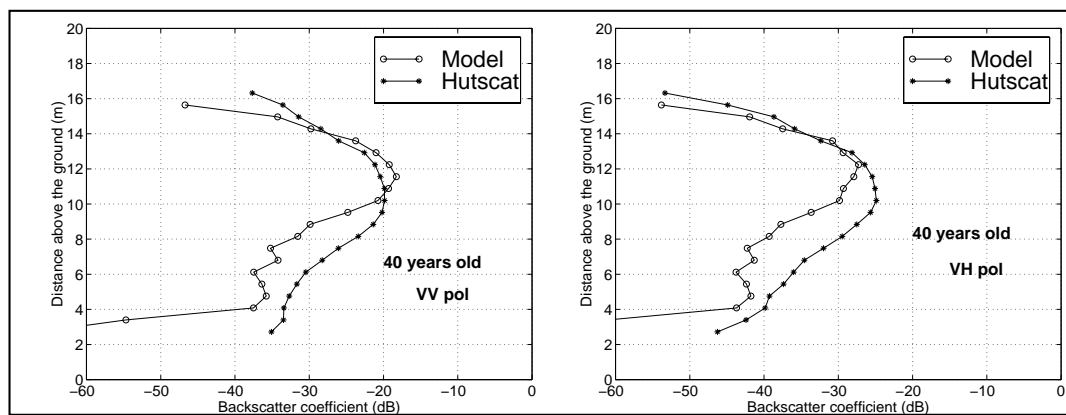


Figure 21 : Comparaison entre les profils expérimentaux (HUTSCAT) et simulés pour un peuplement de 40 ans, en bande X (VV et VH) à une incidence de 3°(Article A).

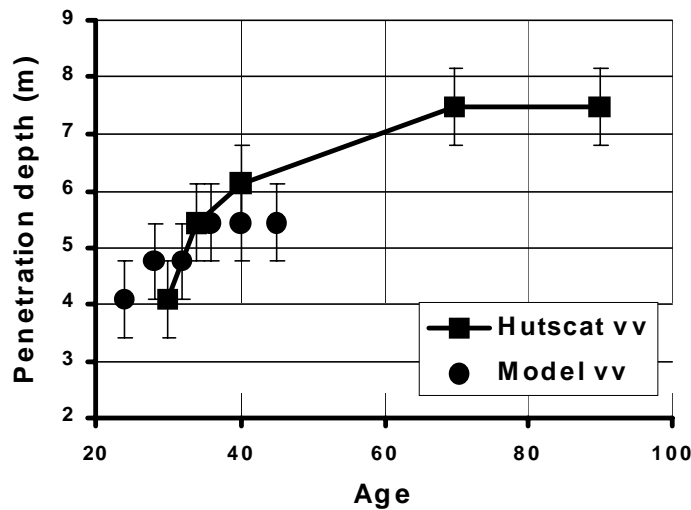


Figure 22 : Pénétration verticale de l'onde dans le couvert en bande X à une incidence de 3° en fonction de l'âge des peuplements. La profondeur d'interaction δ_p est définie comme la profondeur à laquelle $I(\delta_p)/I(0)=1/e$, $I(0)$ étant l'intensité incidente arrivant au haut du couvert (Article A).

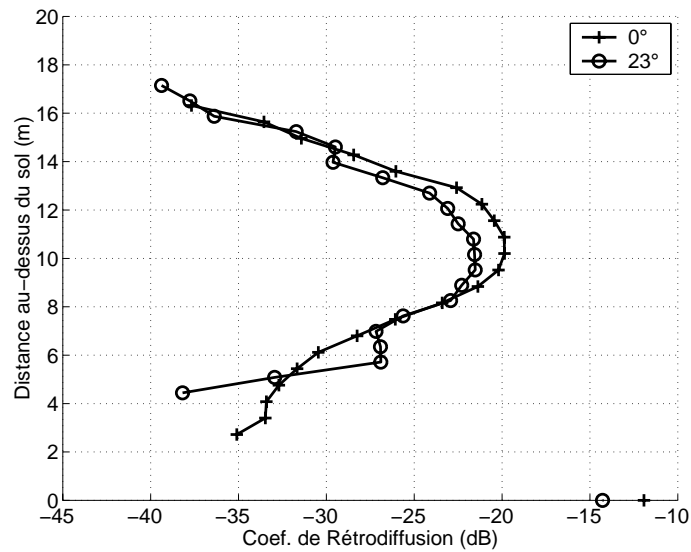


Figure 23 : Comparaison de deux profils HUTSCAT acquis sur la même parcelle de 40 ans selon des transects proches à 0 et 23° d'incidence. Les profils sont ici montrés en bande X et en polarisation VV.

2.3 La modélisation cohérente pour l'analyse des données basses fréquences

Dans le cas des basses fréquences, le tronc est le diffuseur prépondérant. Cette diffusion fait intervenir quatre mécanismes au premier ordre (Figure 24) : réflexion directe de la végétation, réflexions végétation-sol et sol tronc et enfin double réflexions sol-végétation-sol. Ces mécanismes, quoique liés aux mêmes diffuseurs, présentent des chemins différents et interfèrent entre eux (similairement aux interférences en optique), affectant ainsi la réponse mesurée. Il est donc nécessaire d'adopter une modélisation qui tienne compte de la phase de l'onde, comme la modélisation cohérente.

La modélisation des données VHF a été abordée par plusieurs auteurs (Smith et Ulander 2000, Israelsson et al. 2000). Smith a développé un modèle cohérent utilisant une description simple du milieu : l'arbre est représenté par un cylindre vertical auquel sont attachées des branches / cylindres. Israelsson a utilisé une méthode exacte (FDTD) qui aboutissait à la même conclusion que la première étude citée : le mécanisme prépondérant est la réflexion tronc-sol et l'atténuation du milieu est extrêmement faible (1-2 dB). Toutefois, ces études n'utilisaient pas de description fine du milieu, et le rôle des différents éléments du couvert restait encore à préciser. A cette fin, le modèle cohérent du CESBIO a été couplé avec le modèle AMAP.

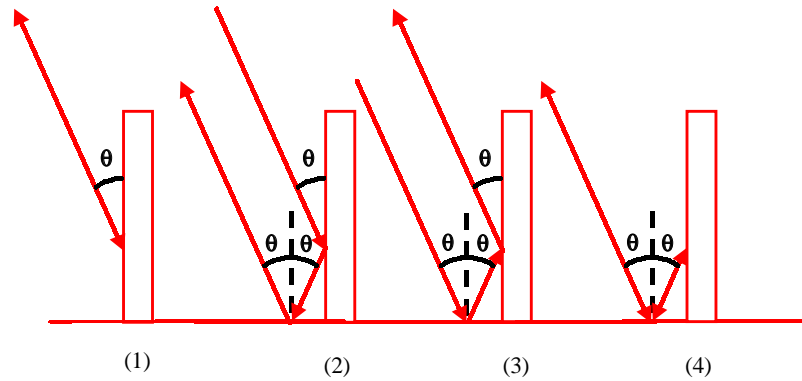


Figure 24 : Présentation des 4 mécanismes d'interaction au premier ordre entre la végétation et l'onde incidente à basse fréquence. Pour une meilleure lisibilité, l'arbre n'est représenté que par son tronc.

Le processus d'acquisition spécifique à CARABAS est très difficile à intégrer dans un modèle. La largeur de la bande fréquence (26-88 MHz) exclut de reproduire les mesures expérimentales. Nous avons donc choisi de simuler à la fréquence centrale (moyenne quadratique), 60 MHz. La largeur du diagramme d'antenne entraîne une variation de l'angle d'incidence local en chaque point au cours de l'acquisition. Bien que ces variations n'affectent que peu la réponse en terrain plat, cet effet peut être important au-dessus de zones en pentes. Ces variations sont prises en compte dans les simulations en calculant l'énergie rétrodiffusée avec des azimuts variant entre -45° et $+45^\circ$.

Des maquettes AMAP de pins maritimes de 0 à 46 ans et de pins noirs de 0 à 45 ans ont été utilisées pour les simulations. Toutefois, afin de travailler sur toute l'étendue des âges du pin noir, une maquette simplifiée (tronc + branches primaires) a été développée spécifiquement par le CIRAD jusqu'à un âge de 100 ans. L'influence de la nature du sol n'a pas été étudiée. Ses propriétés géométriques et diélectriques doivent, en théorie, influencer le niveau de rétrodiffusion de la réflexion tronc-sol. Toutefois, malgré la nature très différente des sols des Landes (sable) et de Lozère (sol rocaillieux et calcaire) il ne semble pas possible expérimentalement de quantifier cette influence. On peut penser qu'à ces longueurs d'onde la rugosité du sol est extrêmement faible. Nous avons donc choisi dans les simulations d'utiliser les mêmes caractéristiques de sol pour les Landes et la Lozère (Article B).

Les figures 25 et 26 présentent la simulation du comportement du coefficient de rétrodiffusion pour les deux sites en fonction du volume de bois sur pied. Le niveau de bruit du système CARABAS (-21 dB) a été additionné afin de pouvoir comparer directement les simulations et les données expérimentales. Le modèle reproduit bien les tendances observées et confirme la similarité du comportement du coefficient de

rétrodiffusion entre les deux sites. La dynamique du signal est également bien reproduite.

Le modèle permet d'étudier les contributions respectives des différents diffuseurs du couvert. La figure 27 présente la décomposition du coefficient de rétrodiffusion en ses différentes contributions pour les peuplements de pins maritimes. On y voit que le tronc est le principal diffuseur (réflexion tronc-sol prépondérante), suivi par les branches. Aux plus jeunes âges, les branches et les troncs ont des diamètres encore proches et leurs contributions respectives à la réponse mesurée sont de ce fait proches. Quelques années plus tard, le tronc s'est développé suffisamment et il devient quasiment l'unique diffuseur. Les mêmes comportements sont simulés sur le pin noir.

On peut raisonnablement extrapoler ces résultats aux espèces où le tronc est le principal élément du couvert (en terme de volume) comme c'est le cas pour les deux conifères étudiés. Pour ces espèces, le coefficient de rétrodiffusion devrait être également fortement corrélé aux caractéristiques géométriques des troncs. Au contraire, pour des espèces aux structures plus complexes (chêne par exemple) avec des branches présentant des volumes significatifs par rapport aux troncs ; le signal total devrait être un mélange de contributions venant des plus grosses branches et des fûts. Dans ce dernier cas, la dynamique du signal pourrait en être diminué.

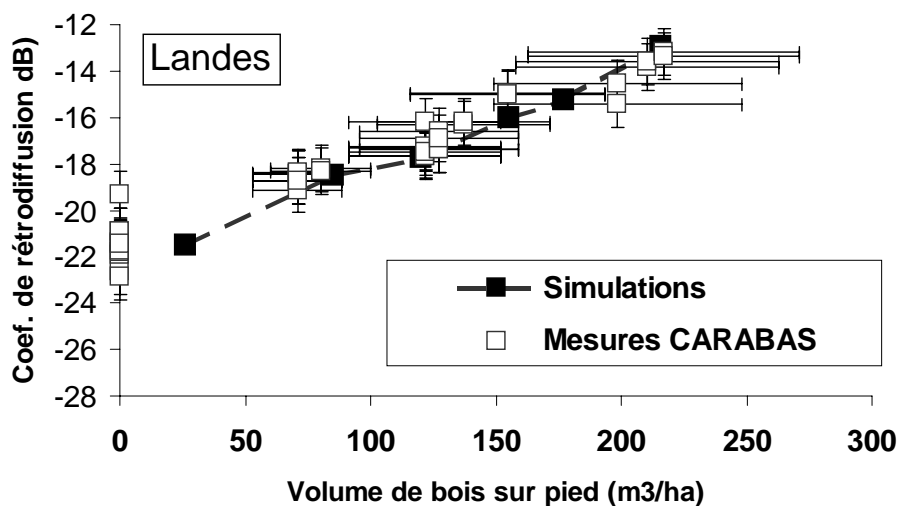


Figure 25 : Simulations avec le modèle cohérent des mesures CARABAS pour des peuplements de pin maritime.

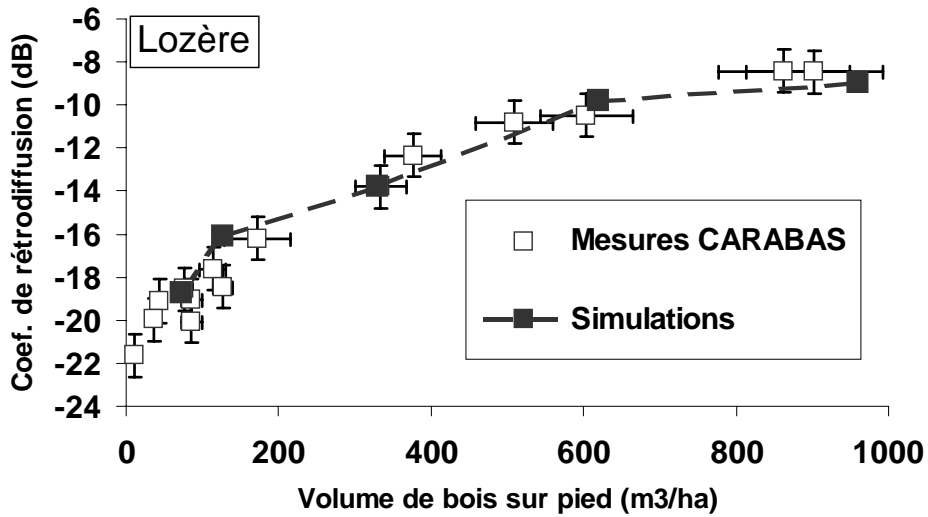


Figure 26 : Simulations avec le modèle cohérent des mesures CARABAS pour des peuplements de pin noir.

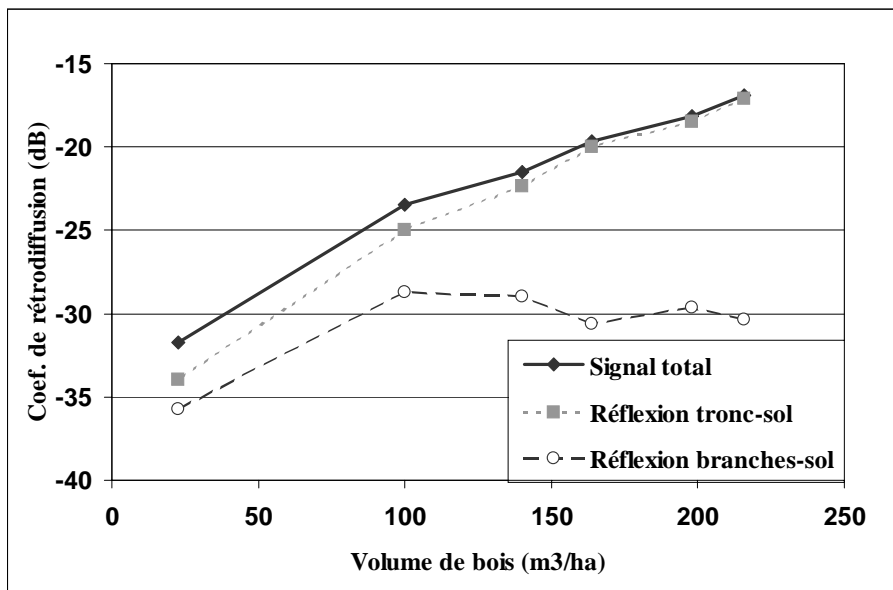


Figure 27 : Décomposition en mécanismes de la réponse simulée grâce au modèle cohérent pour le site des Landes.

3. Application

Les résultats de l'analyse et de la modélisation indiquent le potentiel des données des deux capteurs HUTSCAT et CARABAS pour l'estimation de variables d'intérêts des couverts forestiers. Il semble donc possible de mieux caractériser le milieu qu'à partir des capteurs conventionnels. Nous allons ici présenter deux travaux réalisés sur les données HUTSCAT. Ce capteur apparaît en effet comme le plus opérationnel des deux. Malgré les

excellentes performances du capteur CARABAS, l'inversion du signal nécessiterait en effet le développement d'une correction topographique, à l'aide d'un MNT. Ce travail n'a pu être réalisé au cours de la thèse.

3.1 Le diffusiomètre HUTSCAT pour une meilleure estimation de la hauteur des arbres

Nous avons vu que le diffusiomètre HUTSCAT permettait l'extraction de variables descriptives des couverts. L'analyse de la figure 3 montrait en particulier qu'il était possible d'observer la variation de hauteur des peuplements entre différentes parcelles et à l'intérieur de mêmes parcelles. Afin de valider ces estimations une campagne de terrain a été menée sur la forêt domaniale de Mende (Article C). Plusieurs parcelles de différents âges et conditions stationnelles, survolées lors de la campagne HUTSCAT, ont été choisies afin de couvrir au mieux la variabilité du site. Les placettes choisies se situent toutes dans des pentes allant de 0° à 15°. Sur le terrain, des placettes de 7 mètres de rayon et espacées de 20 mètres le long des trajectoires de l'hélicoptère ont été définies. Le diamètre a été choisi de manière à avoir suffisamment d'échantillons HUTSCAT par placettes, 7 en moyenne. A l'intérieur de chaque placette, toutes les circonférences à 1m30, les hauteurs des houppiers et les hauteurs totales des arbres ont été mesurées à l'exception de quelques placettes dans les peuplements jeunes ayant une très forte densité de tiges.

Ont pu être calculés, pour chaque placette, la surface terrière totale, le volume de bois sur pied, la densité de tiges, l'épaisseur des houppiers, les hauteurs moyennes et dominantes. La hauteur moyenne se réfère à la moyenne arithmétique de toutes les hauteurs mesurées. La hauteur dominante est définie comme la hauteur des 100 plus gros arbres par hectare. En conséquence, la hauteur dominante d'une placette a été prise comme la hauteur du plus gros arbre présent. Au total 77 placettes ont été échantillonnées avec un volume de bois sur pied allant de 70 jusqu'à plus de 1000 m³/ha. Les placettes de mesures et les trajectoires des vols ont été ensuite intégrées dans le SIG. Les emplacements des placettes de mesures, positionnés par GPS différentiel avec une précision d'un mètre, ont été confrontés avec les trajectoires au sein du SIG pour vérifier leur positionnement respectif. 11 placette ont été rejetées après ce test. Ainsi, 66 parmi les 77 placettes ont été utilisées pour la phase d'analyse.

Pour chaque placette mesurée sur le terrain est extraite la séquence de sondages verticaux correspondante, déterminée grâce au SIG. La hauteur moyenne « radar » est

définie comme la moyenne des hauteurs extraites des sondages appartenant à la séquence et la hauteur dominante « radar » comme la hauteur maximale dans cette même séquence. Les figures 28 et 29 montrent les résultats pour les estimations respectivement de la hauteur moyenne et de la hauteur dominante en utilisant le canal correspondant à la bande X en polarisation HH. Les résultats sont très satisfaisants avec un coefficient de corrélation de 0,96 pour la hauteur moyenne et 0.94 pour la hauteur dominante. Le résidu quadratique moyen σ_R sur l'estimation des hauteurs moyennes et dominantes vaut, respectivement, 1.1 m et 1.2 m pour le jeu de 66 placettes. **La précision relative des estimations est de 6% ce qui peut être considéré comme équivalent à la précision des mesures terrains.**

Il apparaît donc que les estimations des hauteurs d'arbres par radar sont très satisfaisante, du même ordre de grandeur que les erreurs sur les observations de terrain. De plus, l'estimation reste fiable même pour des très forts volumes (plus de 1000 m³/ha) correspondant aux parcelles les plus âgées ayant des hauteurs proches de 30 mètres. L'estimation du volume de bois sur pied à partir de la régression de la hauteur et du coefficient de rétrodiffusion est présenté dans l'article C. Un exemple d'estimation de l'indice de fertilité y est aussi montré, en croisant dans le SIG les informations de hauteur avec le plan d'âge de l'ONF et les tables de production calculées par Levy sur le site (Levy 1982).

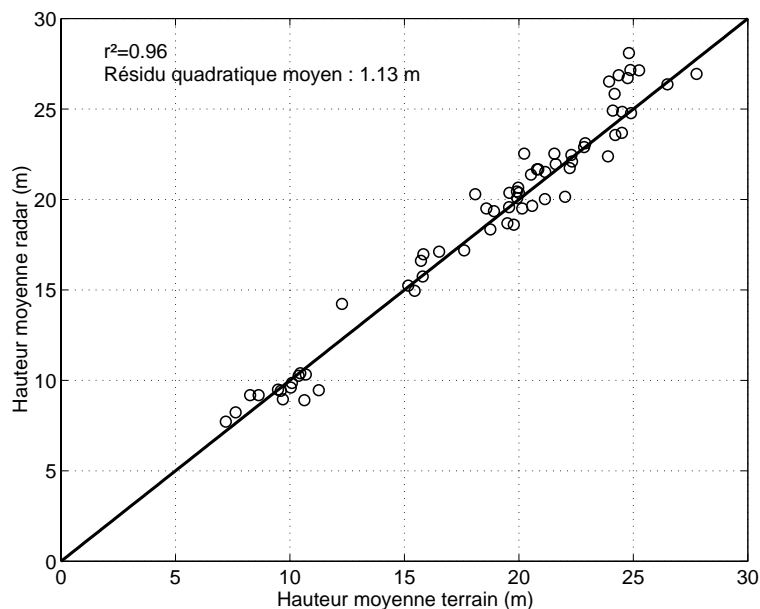


Figure 28 : Comparaison des mesures terrains (abscisse) avec les estimations fournies par HUTSCAT (ordonnée) sur la **hauteur moyenne** de 66 placettes (Article C).

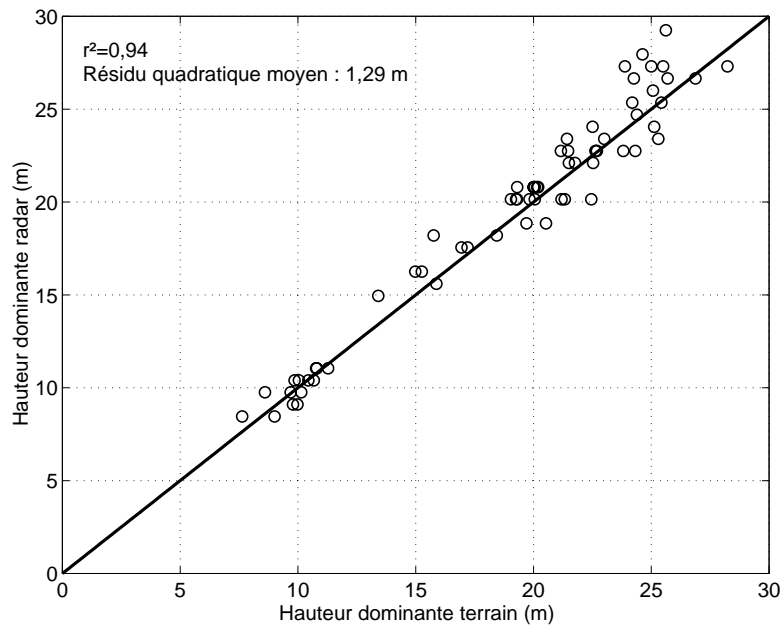


Figure 29 : Comparaison des mesures terrains (abscisse) avec les estimations fournies par HUTSCAT (ordonnée) sur la **hauteur dominante** de 66 placettes (Article C).

3.2 Estimation de la biomasse foliaire à l'intérieur de la canopée

L'analyse grâce au modèle de transfert radiatif a permis de conclure que 1) l'onde, même en bande X, interagit avec toutes les parties du houppier; 2) l'atténuation et la diffusion proviennent très largement des aiguilles. Il est donc possible d'inverser, à partir du coefficient de rétrodiffusion, la biomasse foliaire sur toute la profondeur du houppier. A l'aide du modèle RT, nous avons simulé la réponse d'un nuage d'aiguilles en fonction de sa densité volumique (article D). Un algorithme d'inversion simple a alors été développé, consistant en une inversion par une itération sur les couches en partant du haut et en allant au bas du houppier.

Le jeu de validation a été fourni par le LCT (Deshayes et al., 1999) et provient du travail de thèse d'E. Mushinzimana, doctorant ENGREF en Sciences Forestières. Il s'agit de mesures destructrices effectuées sur deux parcelles de pins noirs âgées de 40 et 100 ans. 16 arbres ont été mesurés, 9 dans la parcelle de 40 ans et 7 dans la parcelle de 100 ans. Le détail des protocoles de mesures est présenté dans l'article D. Les figures 30 et 31 présentent les comparaisons entre les mesures terrains et les données radar inversées. A simple titre d'illustration, des maquettes AMAP aux âges correspondants sont mises en correspondances. Un bon accord est trouvé pour les deux âges. Une discussion sur la méthode est présentée dans l'article D, ainsi qu'un exemple d'application comparant les distributions de biomasse foliaire de plusieurs parcelles en fonction de leur âge. L'intérêt de cette méthode réside notamment dans la précision des mesures et la possibilité de

couvrir des grandes surfaces en très peu de temps. Toutefois, des travaux supplémentaires seraient nécessaires afin de valider la méthode proposée à des peuplements plus complexes (mélanges d'espèces) et notamment pour des feuillus.

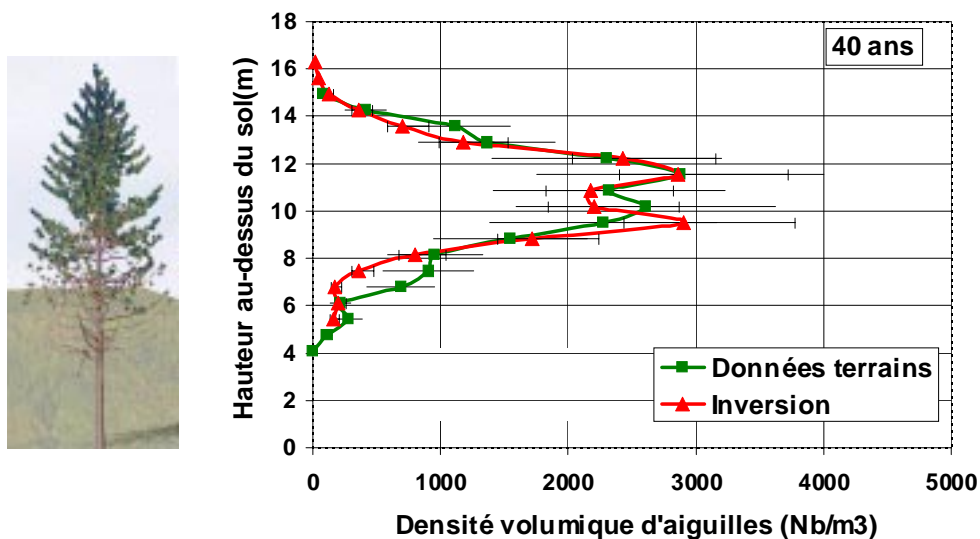


Figure 30 : Comparaison des distributions verticales de biomasse foliaire mesurées sur le terrain et inversées à partir des mesures du diffusionmètre HUTSCAT. La parcelle présentée est âgée de 40 ans.

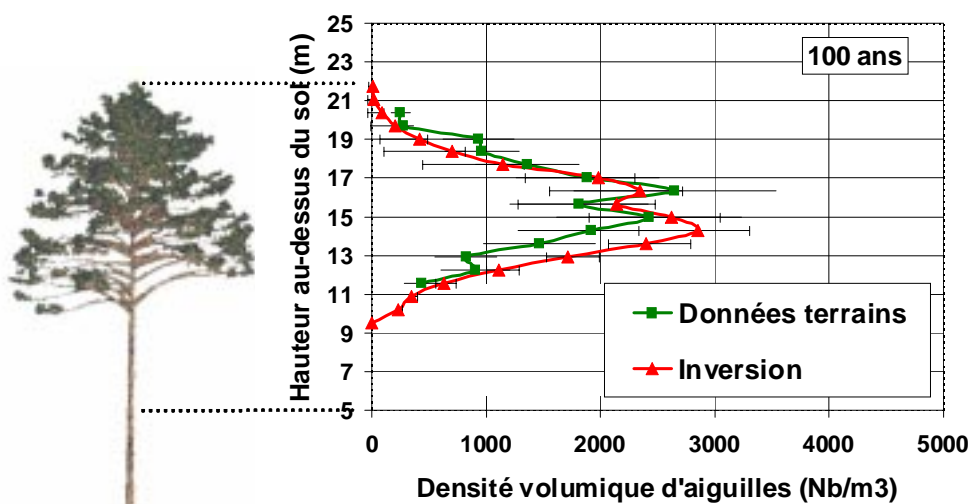


Figure 31 : Comparaison des distributions verticales de biomasse foliaire mesurées sur le terrain et inversées à partir des mesures du diffusionmètre HUTSCAT. La parcelle présentée est âgée de 100 ans.