



Université de Bordeaux I
Ecole Doctorale Sciences et Environnement



Thèse pour obtenir le titre de :

Docteur de l'école doctorale Sciences et Environnement
Spécialité : « Physique de l'environnement »

Présentée par

YAUSCHEW-RAGUENES Nathalie

**Dynamique saisonnière de la végétation
forestière (arbres et sous-bois) dans le
massif des Landes**

**Application de la télédétection optique au suivi des
hétérogénéités à l'échelle régionale**

Soutenue le 14 décembre 2012 devant le jury composé de :

Begué Agnès
Maisongrande Philippe
Guyon Dominique
Wigneron Jean-Pierre
Anschutz Pierre
Germain Christian

Ingénieur de Recherche CIRAD
Chercheur CNES
Ingénieur de Recherche INRA
Directeur de Recherche INRA
Professeur des Universités de Bordeaux I
Professeur des Universités de Bordeaux Sciences
Agro

Rapporteur
Rapporteur
Co-Directrice de Thèse
Directeur de Thèse
Examineur
Examineur



Thèse cofinancée par l'INRA et le CNES
Thèse préparée à l'INRA à l'unité de recherche
EPHYSE



Remerciements :

Durant ces 5 années, nombreux sont ceux qui ont contribué de près ou de loin à cette thèse.

Tout d'abord, Jean-Pierre Wigneron et Dominique Guyon qui m'ont fait confiance pour mener à bien ce projet et ont veillé à son bon déroulement en suivant son cours avec attention en m'orientant lors de périodes de doutes.

Ensuite, il y a Marie Guillot avec qui j'ai partagé mon bureau et qui m'a supporté durant toute cette thèse. Nos discussions sur la forêt landaise et de sujets plus personnels, m'ont fortement aidé au cours de ce travail.

Par ailleurs, ce travail n'aurait pu se réaliser sans le travail lourd, long et fastidieux d'Alain Kruszewski, avec les acquisitions régulières de photographies hémisphériques et le traitement des ces images par le logiciel CAN_EYE.

Enfin, il y a tous les « Permanents » et « Non-Permanents » qui font l'ambiance d'EPHYSE et qui ont fait de mon séjour dans ce laboratoire une expérience enrichissante et inoubliable.

Dynamique saisonnière de la végétation forestière (arbres et sous-bois) dans le massif des Landes - Application de la télédétection optique au suivi des hétérogénéités à l'échelle régionale

Résumé :

L'indice de surface foliaire verte ou LAI (Leaf Area Index) est un paramètre clé pour l'étude de la croissance et de la productivité de la végétation, car directement lié à la photosynthèse et aux échanges d'eau. Il permet de suivre le développement foliaire intra- et interannuel. Ainsi, ce paramètre se révèle indispensable dans les modèles de fonctionnement de la végétation pour estimer les bilans d'eau et de carbone sur les écosystèmes terrestres. Dans le cas de la forêt, ces bilans conduits à l'échelle de la région ne prennent pas bien en compte l'impact des variations spatiales de la composition en espèces du sous bois qui détermine son développement saisonnier et sa réponse stomatique à la disponibilité en eau, qui reste difficile à évaluer.

Or, les réflectances mesurées par les capteurs de télédétection optique sont sensibles au sous-bois. Les capteurs satellitaires à moyenne résolution (1km²) tels que VEGETATION pourraient donc apporter des informations pertinentes sur les variations spatiales et saisonnières de la dynamique de la végétation du sous-bois. Des études précédentes sur le massif forestier landais de pin maritime ont ainsi montré que la dynamique saisonnière de la réflectance des couverts de pin variait régionalement et dépendait de la composition floristique du sous-bois, déterminée en grande partie par les propriétés hydriques du sol (Duchemin et al., 1999). Dès lors, on peut espérer accéder par télédétection à des informations sur le type de sous-bois et les caractéristiques pédoclimatiques à une échelle régionale.

Dans ce contexte, l'objectif de la thèse était d'évaluer l'apport des trajectoires saisonnières de la végétation observées par le capteur VEGETATION pour le suivi de la végétation forestière dans son ensemble, à savoir le sous-bois et la strate arborée. L'étude a été conduite sur la forêt landaise de pin maritime qui couvre près d'un million d'hectare dans le sud ouest de la France. Elle a exploré une série de sept ans (2002-2008) d'observations décennales de l'indice de végétation PVI issues des mesures par VEGETATION. Elle s'est basée sur des mesures *in situ* des variations saisonnières de la surface foliaire verte (LAI) du sous-bois et de l'étage de pin maritime sur quatre sites de référence situés dans des conditions pédoclimatiques variées, c'est à dire en lande humide, en lande mésophile et en lande sèche. Ces mesures ont été faites par photographie hémisphérique tout le long du cycle de végétation pendant un ou deux ans (2007-2008).

Dans un premier temps, ces observations *in situ* ont été analysées pour quantifier la contribution de la végétation du sous-bois dans la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble arbres + sous-bois et de renseigner sur l'impact de la composition floristique du sous-bois.

Dans un deuxième temps, ces informations originales sur la phénologie des peuplements de pin landais ont été comparées à des observations phénologiques simultanées par le capteur VEGETATION et ont permis de mieux évaluer la contribution relative des 2 strates de végétation (pin et sous-bois) dans la réponse saisonnière du signal satellite.

Enfin, ces résultats acquis sur les quatre sites de référence, ont été exploités à l'échelle régionale de 2002 à 2008. Nous avons ainsi évalué le potentiel des observations de télédétection (i) pour fournir une information sur la répartition régionale des conditions pédoclimatiques du massif, ainsi que sur leurs variations interannuelles sous l'effet du climat et (ii) pour détecter des anomalies de dynamique saisonnière de la végétation dues à des accidents climatiques sévères (sécheresse, tempête).

Les analyses sont fondées sur une modélisation des cinétiques annuelles du LAI et du PVI sur la base de l'ajustement statistique d'un modèle élémentaire de type sigmoïde double. Cette modélisation sert à produire pour chaque année des métriques qui sont indicatrices des dates clefs de la phénologie du LAI ou du PVI et de leur amplitude saisonnière, lors du débourrement et de la reprise de croissance au printemps et lors de la sénescence foliaire à l'automne.

Les travaux montrent que la végétation du sous-bois est le déterminant majeur de la trajectoire saisonnière du LAI de l'ensemble du couvert végétal des peuplements de pin maritime. De plus, bien que fondée sur des observations faites sur seulement quatre peuplements, l'étude des variations saisonnières du LAI du sous-bois a mis en évidence des traits de la phénologie foliaire du sous-bois spécifiques de sa composition floristique et des conditions pédoclimatiques rencontrées. Par conséquent, la dynamique saisonnière du LAI du sous-bois landais est bien révélatrice des groupements d'espèces propres à chaque type de lande.

Malgré une forte variabilité interannuelle, les trajectoires saisonnières du PVI au cours des sept années montrent des constantes dans leurs variations relatives site à site. La confrontation entre métriques phénologiques du PVI et celles du LAI du sous-bois observées pour les années 2007 et 2008 montre leur bonne concordance uniquement pour la phase de reprise de croissance foliaire au printemps. La phénologie printanière du PVI renseigne donc clairement sur celle du LAI du sous-bois.

Estimées sur une trajectoire saisonnière moyennée sur les sept années consécutives, les métriques phénologiques du PVI relatives à la phase de reprise de végétation au printemps et son amplitude entre le début et la fin de cette phase sont les plus significatives du type de lande. Les métriques annuelles du PVI traduisent aussi l'effet du climat régional de l'année en interaction avec le contexte pédoclimatique. Cela est clairement perceptible sur les métriques phénologiques de la phase de sénescence sur les 7 années étudiées. Mais le stress hydrique estival subi par la végétation en 2003 et 2005, beaucoup plus fort que la normale, a entraîné une forte anomalie de la trajectoire du PVI en fin d'été sur l'ensemble du territoire révélant une sénescence précoce quel que soit le type de lande.

Une carte régionale des types de lande a pu être produite. Cependant, du fait de la variabilité spatiale des sols à l'échelle locale et de la grande surface au sol du pixel VEGETATION, seule la discrimination des pixels où la lande sèche est totalement absente est assurée.

Cette étude ouvre des perspectives nouvelles en matière d'intégration et de spatialisation des bilans d'eau et de carbone des écosystèmes forestiers à l'échelle régionale. Elle pose ainsi des bases méthodologiques originales qui contribueront à l'exploitation, si prometteuse, des futures données satellitaires Sentinel2 à haute fréquence temporelle et haute résolution spatiale qui donneront accès à une information phénologique sur les arbres et le sous-bois à l'échelle intra-parcellaire.

Mots clés : LAI, dynamique saisonnière, phénologie, pin maritime, sous-bois, type de lande, pédoclimat, photographie hémisphérique, capteur VEGETATION, PVI, cartographie régionale.

Seasonal dynamic of the forest vegetation (understory and tree canopy) in “les Landes” forest - Usefulness of the optical satellite sensors to monitor heterogeneity at the regional scale

Abstract:

LAI (Leaf Area Index) is a key parameter in studies about growth and productivity of vegetation mainly because it is directly linked to photosynthesis and water exchange. Thanks to LAI, it is possible to monitor seasonal and annual foliar development. Consequently, the estimation of this parameter is essential in vegetation process based models to assess water and carbon balance in terrestrial ecosystems. In the peculiar case of forests, the water and carbon balance estimated at the regional scale do not generally take into account the spatial variability of the understory floristic composition, which is quite difficult to assess. The species composition of the understory vegetation determines its seasonal development and so its stomatal response to water availability and it might strongly influence the water and carbon balance of forest.

Reflectance measured by optical sensors is sensitive to the presence and the floristic composition of the understory. Moderate resolution remote sensing sensors (1km²) such as VEGETATION on SPOT could provide accurate information on spatial and seasonal variation of the understory vegetation dynamic. Recent studies on the maritime pine forest in southwest of France have shown that the seasonal dynamic of the pine canopy reflectance varies regionally and that it is dependant of the understory floristic composition. This floristic composition is mainly determined by the pedoclimate conditions. So, we hope to catch information about understory floristic composition and pedoclimate conditions at the regional scale thanks to remote sensing.

In this context, the aim of this thesis was to assess the contribution of the seasonal dynamic of the vegetation reflectance measured by the sensor VEGETATION to monitor the forest vegetation as a whole; in other words, the understory layer and the tree canopy layer. This study was carried out in the maritime pine forest called “les Landes” in the southwest of France. “les Landes” forest covers about 1 million hectares. This work is based on remote sensing data and *in-situ* measurements. The remote sensing data is made of a seven years temporal series (2002-2008) of 10 days PVI observations. They come from the sensor VEGETATION on SPOT. The *in-situ* measurements were made on 4 typical sites of this forest selected according to the pedoclimate type, called "type of land": humid, mesic and dry. It has been acquired by hemispherical photography along the entire vegetation cycle during one or two years (2007-2008). It provided the seasonal dynamic of the understory LAI and of the tree canopy LAI.

At first, *in-situ* observations have been analysed for two purposes. In one hand, the idea has been to quantify the contribution of the understory layer in the seasonal dynamic of the whole forest LAI, it means the tree canopy AND the understory. In a second hand, the aim was to assess the impact of the understory floristic composition on the LAI dynamic.

In a second time, these original results about the phenology of the maritime pine stands have been compared with the phenology of the simultaneous reflectance measured at the 4 sites by the VEGETATION sensor. This comparison has shown in which extent each layer (understory, tree canopy) contributed to the seasonal reflectance.

At least, these results, obtained on these 4 typical sites, were used at the regional scale from 2002 to 2008. Then, we were able to evaluate the potential of the remote sensing observations (i) to provide relevant information about the regional repartition of the pedoclimate conditions in the forest, and their annual variations under climate effect, (ii) to

detect anomalies of the seasonal vegetation dynamic induced by severe climate accident such as summer drought, storm...

Analysis was based on a statistical adjustment. The LAI kinetic and the PVI kinetic were modelled with a basic double sigmoid model. We used this model to be able to estimate meaningful phenology metrics and the spring amplitude of each one. Phenology metrics are indicators of phenology key stages for LAI and PVI.

Our work shows that, in the case of “les Landes” forest, the understory is the main component that leads the seasonal dynamic of the whole forest LAI (understory + tree canopy). Furthermore, even if the measurements were only made on 4 sites, the analysis of the seasonal dynamic of the LAI understory has clearly point out that some traits of the foliar understory phenology were specific of its floristic composition and so of its pedoclimate conditions. Consequently, the seasonal dynamic of the LAI understory described actually floristic composition typical to each land type.

Despite high PVI variability through the 7 studied seven years, seasonal PVI dynamic shows constancy in its variation for each site in some extent. The confrontation between PVI and LAI phenology metrics, obtained for the years 2007 and 2008, shows a relatively good agreement for the growth phase in spring only. Consequently, spring phenology of the PVI informs directly about the LAI understory one.

Calculated on the mean seasonal dynamic of the PVI over the seven years, phenology metrics corresponding to the growth phase in spring and its amplitude are the most relevant metrics to assess the “type of land”. Still, the annual PVI phenology metrics, estimated for each year, also have the advantage to show the effect of the climate over the region in interaction with the pedoclimate conditions. It is particularly visible with phenology metrics of the senescence phase over the seven years studied. But the summer drought that the vegetation has suffered in 2003 and 2005 was higher than the normal and it leads to a huge anomaly in the PVI dynamic at the end of the summer on the whole territory showing an early senescence for all the land types.

We were able to produce a regional map of the land types. However, considering the spatial variability of soils at local scale and the large size of each pixel (1km²), only the discrimination between the dry land and the mesic/humid land has been obtained.

This study opens new perspectives about integration and spatialisation of water and carbon balance of forest ecosystems at regional scale. This work provide a methodological base for future work using high spatial and temporal resolution satellite such as Sentinel2, which will give phenological information on trees and understory at the intra stand scale.

Key words: LAI, seasonal dynamic, phenology, maritime pine, understory, land type, pedoclimate, hemispherical photography, sensor VEGETATION, PVI, regional scale.

Sommaire

DEFINITIONS	11
ABREVIATIONS	13
1. INTRODUCTION	15
1.1. CONTEXTE	15
1.2. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	17
1.3. DÉMARCHE PROPOSÉE ET HYPOTHÈSES DE TRAVAIL	17
2. LE CADRE SCIENTIFIQUE	23
2.1. LES SPÉCIFICITÉS DU MASSIF LANDAIS DE PIN MARITIME	23
2.1.1. Description générale	23
2.1.2. Les contraintes environnementales et leurs variations régionales	27
2.1.3. Une forêt gérée intensivement	37
2.1.4. Aperçu des connaissances actuelles sur le fonctionnement hydrique et carboné de l'écosystème de pin landais	41
2.2. VARIATIONS SAISONNIÈRES DE LA SURFACE FOLIAIRE VERTE EN FORÊT	43
2.2.1. La Phénologie foliaire des forêts	45
2.2.2. Méthodes de suivi in situ du développement foliaire	51
2.2.3. Observation satellitaire	59
3. LE CADRE MÉTHODOLOGIQUE	75
3.1. OBSERVATIONS IN SITU	75
3.1.1. Le dispositif	77
3.1.2. Estimation du LAI par photographie hémisphérique (DHP)	83
3.1.3. Caractérisation complémentaire de la strate de pin par dendrométrie	95
3.1.4. Caractérisation complémentaire de la végétation du sous-bois par mesures destructives	103
3.2. INFORMATION SPATIALISÉE COMPLÉMENTAIRE SUR LE MASSIF LANDAIS	123
3.2.1. Occupation du sol	123
3.2.2. Indicateurs écologiques de l'IFN	125
3.3. OBSERVATIONS SATELLITAIRES	113
3.3.1. Série de données VEGETATION 2002-2008	113
3.3.2. Indice de végétation PVI	115
3.3.3. Extraction des profils temporels de PVI	119
3.4. MODÉLISATION DES VARIATIONS SAISONNIÈRES DU LAI IN SITU ET DE L'INDICE DE VEGETATION PVI	127
3.4.1. Inférence statistique	127
3.4.2. Métriques phénologiques	135
4. DYNAMIQUE SAISONNIÈRE COMPARÉE DE LA VÉGÉTATION DU SOUS-BOIS, DES PINS ET DE L'ENSEMBLE DES 2 STRATES À PARTIR DES MESURES IN-SITU	139
4.1. DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DU LAI DE LA STRATE ARBOREE DE PIN MARITIME	141
4.1.1. Le jeune peuplement du site de BILOS	141
4.1.2. Les peuplements adultes	147
4.1.3. Conclusion	155
4.2. DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DU LAI DE LA VÉGÉTATION DU SOUS-BOIS	157
4.2.1. Structure et composition floristique de la végétation en sous-bois	157
4.2.2. Dynamique saisonnière du LAI observée avec les DHP	159
4.2.3. Variabilité de la dynamique saisonnière du LAI optique en fonction de la composition floristique du sous-bois	163
4.2.4. La variabilité interannuelle de la dynamique saisonnière du LAI optique	171
4.2.5. Précision du LAI optique du sous-bois mesuré avec les DHP	177
4.2.6. Conclusion	179
4.3. DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DU LAI DE L'ENSEMBLE PIN + SOUS-BOIS	179
4.3.1. Contribution de la végétation du sous-bois dans la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble pin + sous-bois	179
4.3.2. Contribution relative du sous-bois et des pins dans le LAI de leur ensemble	181
4.4. DISCUSSION ET CONCLUSION	183

5.	DYNAMIQUE SAISONNIERE DE L'INDICE DE VEGETATION PVI ET CONFRONTATION AVEC LA DYNAMIQUE SAISONNIERE DU LAI IN SITU.....	189
5.1.	STRUCTURATION SAISONNIERE DE LA DYNAMIQUE DU PVI DE 2002 A 2008 POUR LES 4 SITES	191
5.2.	COMPARAISON DES TRAJECTOIRES SAISONNIERES DU PVI ENTRE SITES ET ANNEES.....	193
5.2.1.	Comparaisons des trajectoires saisonnières moyennes entre sites.....	193
5.2.2.	Variations interannuelles des trajectoires saisonnières du PVI par site.....	197
5.2.3.	Variations intersites des trajectoires saisonnières du PVI sur les 7 ans.....	199
5.2.4.	Conclusions.....	199
5.3.	COMPARAISON DES METRIQUES PHENOLOGIQUES DU PVI ENTRE SITES ET ANNEES	201
5.3.1.	Variations des métriques de la trajectoire moyenne entre sites	201
5.3.2.	Variations interannuelles des métriques.....	205
5.3.3.	Variations intersites des métriques.....	211
5.3.4.	Conclusions.....	215
5.4.	COMPARAISON DES METRIQUES DU PVI AVEC LES METRIQUES DU LAI OBSERVE IN SITU	217
5.5.	DISCUSSION ET CONCLUSION	227
6.	VERS UNE CARACTERISATION DE L'HETEROGENEITE REGIONALE DU PEDOCLIMAT DANS LE MASSIF LANDAIS	241
6.1.	ESTIMATION DES METRIQUES SATELLITAIRES A L'ECHELLE DE LA FORET LANDAISE	245
6.1.1.	Procédure d'estimation	245
6.1.2.	Application à la dynamique saisonnière moyenne du PVI.....	249
6.1.3.	Application à la dynamique multi-annuelle du PVI.....	253
6.2.	UTILISATION DE L'INFORMATION EXOGENE FOURNIE PAR LES OBSERVATIONS ECOLOGIQUES IN SITU DE L'IFN	257
6.3.	DISTRIBUTION REGIONALE DES METRIQUES SATELLITAIRES DE L'ANNEE MOYENNE	261
6.3.1.	Cartes de la distribution régionale.....	261
6.3.2.	Comparaison avec les indicateurs écologiques in situ de l'IFN	265
6.4.	DISTRIBUTION REGIONALE DES METRIQUES ANNUELLES DES ANNEES 2002 A 2008	273
6.4.1.	Cartes de la distribution régionale.....	273
6.4.2.	Exploration des variations spatio-temporelles des métriques satellitaires.....	281
6.5.	VERS UNE CARTE DES TYPES DE LANDE	283
6.6.	DISCUSSION – CONCLUSION.....	285
7.	CONCLUSION	293
	BIBLIOGRAPHIE.....	303
	ANNEXES	319

Définitions

La RMSE :

L'erreur moyenne de prédiction du modèle, la RMSE (pour Root Mean Square Error) permet d'évaluer la qualité d'un modèle. En effet, elle renseigne sur l'incertitude moyenne des valeurs prédites par le modèle par rapport aux données observées in-situ. Elle est définie telle que :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Valeurs\ prédites - valeurs\ observées)^2}{n}}$$

Où n = nombre d'observations

Le Biais :

Le biais correspond à l'écart moyen entre les valeurs prédites par un modèle et les valeurs observées in-situ. Il permet de voir si le modèle fournit des valeurs prédites correctes (biais proche de 0), surestimées (biais supérieur à 0) ou sous-estimées (biais inférieur à 0). Il est défini tel que :

$$Biais = \frac{\sum_{i=1}^n (Valeurs\ prédites - valeurs\ observées)}{n}$$

Où n = nombre d'observations

Abréviations

CLC	Corine Land Cover
DBH	Diameter at Breast Height (hauteur à 1 m 30)
DHP	Digital Hemispherical Photography
DVI	Diferrence Vegetation Index
EVI	Enhanced Vegetation Index
fAPAR	Fraction of Absorbed Photosynthetic Active Radiation
fIPAR	Fraction of Intercepted Photosynthetic Active Radiation
GAI	Green Area Index
IFN	Inventaire Forestier National
IGN	Institut Géographique Natinoal
LAI	Leaf Area Index
NDVI	Normalised Difference Vegetation Index
NDWI	Normalised Difference Water Index
ONF	Office National des Forêts
PAI	Plant Area Index
PAR	Photosynthetic Active Radiation
PIR	Proche Infra-Rouge
PSF	Point Spread Function
PVI	Perpendicular Vegetation Index
RMSE	Root Mean Square Error (cf. Définitions)
RMSE _r	RMSE r éduite
RVI	Ratio Vegetation Index
SAVI	Soil Adjusted Vegetation Index
SF	Surface Foliaire
SLA	Specific Leaf Area
SP	Surface Pliée (en 2 d'une feuille)
ST	Surface Totale (développée d'une feuille)
WAI	Wood Area Index

1. Introduction

1.1. Contexte

Le suivi et l'estimation des bilans d'eau et de carbone et de la production des écosystèmes terrestres durant le cycle de développement et de croissance de la végétation sont au cœur d'applications concernant l'impact du changement climatique et les risques associés (sécheresse, tempête...) sur la productivité et la durabilité des forêts. Ainsi l'intégration spatiale des flux d'eau et de carbone aux échelles allant du paysage à la région fait l'objet d'études fondées sur des expérimentations locales continues et intensives et sur des modèles de fonctionnement biologique et physique, études initiées depuis plus d'une dizaine d'années (par exemple composante Regional Experiment du projet CARBOEUROPE, cf. [Stella et al. 2009](#)). Toutefois, même si les modèles de fonctionnement se fondent sur des mesures précises et complètes de flux, les mesures restent locales et l'intégration spatiale des flux ne repose que sur un nombre très restreint de sites, qui ne rendent pas compte de l'hétérogénéité régionale des propriétés des sols ou de l'usage des terres. Il est donc nécessaire de trouver des sources d'information complémentaire pour rendre compte de la variabilité spatiale des flux de carbone et d'eau.

Depuis le début des années 1990, la télédétection spatiale à moyenne résolution (notamment avec les capteurs AVHRR, VEGETATION, MODIS) a montré son utilité pour suivre la dynamique temporelle du développement de la végétation terrestre et sa phénologie à échelle régionale ou continentale (voir par exemple, [Myneni et al., 1997](#), [Zhang et al., 2003](#), [Fisher et Mustard, 2007](#), [Zurita-Milla et al., 2009](#)). Toutefois, l'utilisation de la télédétection dans la modélisation des flux d'eau et de carbone peut être bien plus complexe qu'il n'y paraît à première vue dans le cas des écosystèmes forestiers. En effet les produits dérivés des capteurs à moyenne résolution (indices de végétation, indice de surface foliaire ou LAI, fraction de rayonnement photosynthétique absorbé ou fAPAR) renseignent sur l'ensemble de la végétation présente dans le pixel, toutes espèces et strates confondues (arbres, sous-bois).

La forêt landaise, peuplée majoritairement de pin maritime, s'étend sur près d'un million d'hectares ([IFN, 2003](#)). Elle est un exemple de massif forestier présentant une hétérogénéité spatiale forte du point de vue pédoclimatique. Or le pédoclimat conditionne la fertilité du sol via la disponibilité en eau et la richesse en éléments minéraux. Il détermine non seulement la productivité de l'ensemble de la végétation forestière, mais aussi la composition floristique du sous-bois ([Jolivet et al., 2007](#)). Malgré cette hétérogénéité, la majorité des travaux de simulation de la production de la forêt landaise sont fondés sur un seul site expérimental, situé en lande humide et où le sous-bois est en majorité composé de molinie (cf. par exemple [Loustau et al., 2005](#)). Or, [Rivalland et al., \(2005\)](#) montrent que si les paramètres spécifiques des espèces du sous-bois, notamment en terme de conductance stomatique et de phénologie foliaire, ne sont pas intégrés dans les modèles l'estimation des flux de carbone et d'eau est erronée. Par ailleurs, la variabilité de la réflectance du couvert (arbres + sous-bois) dépend fortement de l'état de développement de la végétation et de la composition floristique du sous-bois ([Guyon et al., 2001](#) et [Duchemin et al., 1999b](#)). Ainsi les travaux de [Duchemin \(1998\)](#) et [Guyon et al., \(2006\)](#) montrent que l'utilisation de données satellites à moyenne résolution et haute fréquence temporelle (AVHRR et VEGETATION) semble prometteuse pour cartographier l'hétérogénéité régionale des conditions pédoclimatiques de ce massif et des types de végétation en sous-bois qui leur sont associées, c'est-à-dire des types de lande.

1.2. Objectifs de l'étude

Dans ce contexte, les objectifs de l'étude qui est focalisée sur le massif landais de pin maritime sont complémentaires ; ils sont les suivants :

- Evaluer l'apport de l'analyse des trajectoires saisonnières de données de télédétection à moyenne résolution pour le suivi de la dynamique de la végétation forestière et de sa phénologie foliaire, à savoir du sous-bois et de la strate arborée.

Il s'agit de clarifier les contributions relatives de chaque strate dans la dynamique saisonnière du LAI et de mieux comprendre l'hétérogénéité spatio-temporelle de la dynamique saisonnière de la réponse satellitaire. L'originalité de ce travail est de s'appuyer à la fois sur des observations *in situ* régulières et fréquentes du chaque strate forestière et sur une série temporelle de données de télédétection.

- Evaluer les capacités de spatialisation des conditions pédoclimatiques et leurs variations interannuelles à l'échelle régionale à partir de la trajectoire saisonnière du signal de télédétection.

Il s'agit de poser les bases d'une cartographie des variations régionales des caractéristiques hydriques du sol et des types de végétation du sous-bois qui leur sont associés (types de lande). Il s'agit aussi d'explorer l'impact des variations interannuelles des conditions climatiques sur la dynamique spatio-temporelle de la végétation, en particulier les possibilités de mise en évidence par télédétection d'anomalies induites par une sécheresse anormale.

1.3. Démarche proposée et hypothèses de travail

La variable ciblée pour caractériser la dynamique saisonnière de chaque strate de végétation forestière (strate arborée de pin maritime, sous-bois) est l'indice de surface foliaire verte ou LAI (Leaf Area Index). Le LAI est une variable clef dans les processus de photosynthèse et d'échange d'eau, par ailleurs, il conditionne la croissance future du couvert. Il est aussi un indicateur intégré du développement passé, incluant l'effet d'éventuels stress, et il est à même de renseigner sur la phénologie foliaire. Le LAI est défini comme la demi-surface développée des feuilles vertes par unité de surface de terrain horizontal (Chen and Black, 1992, Baret et al., 2010).

L'étude s'appuie sur des observations *in situ* périodiques du LAI de chaque strate du couvert forestier par méthode optique durant un ou deux ans (2007-2008) en quatre peuplements de pin maritime. Ceux-ci couvrent le gradient hydrique des sols présent dans le massif landais hors dunes côtières, c'est-à-dire de la lande sèche à la lande humide, avec des différentes nettes dans la composition en espèces du sous-bois.

Du côté des observations par télédétection, l'étude est fondée sur l'emploi de la série journalière d'images acquises à la résolution spatiale de 1 km par les capteurs VEGETATION 1 et 2 à bord des satellites SPOT 4 et 5 durant 7 ans, de début 2002 à fin 2008. Le choix de données VEGETATION correspondait au besoin d'une série temporelle assez longue et de données ayant fait l'objet de bonnes corrections des effets directionnels et atmosphériques (Hagolle et al., 2005 et Baret et al., 2007). Le choix n'a pas été fait de travailler sur le LAI calculé à partir de ces observations satellitaires et fourni par la communauté scientifique (Baret et al., 2007). En effet ce type de données n'était disponible au début de la thèse que sur une courte période. De plus, comme c'est le cas aussi pour les autres capteurs à moyenne résolution, le LAI produit n'est pas validé sur des cycles phénologiques complets, l'évaluation de sa précision se limitant généralement à une seule date de l'année (Weiss et al., 2007). La dynamique de la végétation forestière a alors été étudiée grâce à un indice de végétation, le PVI (Perpendicular Vegetation Index), qui est une combinaison linéaire des réflectances rouge et proche infrarouge et qui est réputé être plus riche en information sur la dynamique du développement foliaire de la végétation que le NDVI (Normalised Difference vegetation index) traditionnellement employé.

Une fois les séries de données saisonnières de LAI acquises en chaque site et les séries de données de PVI satellitaire constituées sur chaque pixel d'intérêt, une modélisation de la cinétique du LAI et du PVI est mise en place, sur la base de l'ajustement statistique d'un modèle élémentaire de type sigmoïde double. Cette modélisation sert à produire pour chaque année des métriques phénologiques qui sont indicatrices des dates clefs dans les cinétiques saisonnières du LAI ou du PVI, lors du débourrement et de la reprise de croissance au printemps et de la sénescence foliaire l'automne.

L'étude est conduite en trois étapes :

1. Exploitation des données de LAI *in-situ*

Elle a un triple but. D'abord est visée la caractérisation de la dynamique saisonnière de la surface foliaire verte des quatre peuplements de référence pour les deux strates de végétation, sous-bois et strate d'arbres, prises séparément ou dans leur ensemble. Ensuite ces observations sont analysées pour quantifier la contribution de la végétation du sous-bois dans la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble arbres + sous-bois. Enfin il s'agit de renseigner sur une éventuelle spécificité de la cinétique saisonnière du LAI du couvert végétal en fonction du type de végétation en sous-bois et du type de conditions hydriques du sol associé.

2. Interprétation de l'information apportée par la série de données de PVI satellitaire

Elle est faite dans le but d'identifier dans quelle mesure le comportement saisonnier du PVI est spécifique du site et donc de ses caractéristiques intrinsèques (comme l'âge des arbres et le type de lande) et dans quelle mesure sa variabilité interannuelle traduit celle des conditions climatiques.

Cette analyse s'appuie sur une analyse de la variation des cinétiques saisonnières du PVI entre sites et années et sur une mise en relation des métriques phénologiques de l'indice de végétation PVI observé par satellite avec celles du LAI mesuré *in situ* sur les deux strates.

3. Apport des métriques phénologiques satellitaires pour caractériser l'hétérogénéité régionale du pédoclimat sur l'ensemble du massif landais.

Cette analyse a pour but principal de tester le potentiel des métriques phénologiques satellitaires pour discriminer et cartographier le type de lande en faisant l'hypothèse que la contribution des variations interannuelles du climat dans d'hétérogénéité régionale de la dynamique saisonnière du PVI moyennée sur la période de 7 ans considérée est faible et que les propriétés hydriques des sols y ont peu évolué.

La variabilité interannuelle de la répartition régionale des métriques pour chacune des 7 années est aussi étudiée, mais de manière très exploratoire, pour appréhender l'effet des variations des conditions climatiques régionales sur la période, en particulier en considérant les situations de conditions hydriques les plus contrastées (sécheresses).

Pour ce faire, la trajectoire moyenne du PVI et sa trajectoire multi-annuelle sur la période 2002-2008 ont été modélisées en chaque pixel constitué à plus de 70% de pin maritime sur l'ensemble du massif landais. Cette étape repose principalement sur une comparaison avec les données écologiques de l'IFN, issues de ses observations au sol par échantillonnage ponctuel.

La thèse est organisée en 6 chapitres.

L'introduction, qui se termine, constitue le premier chapitre de ce manuscrit. Le chapitre qui suit aborde le cadre scientifique de l'étude avec une présentation du massif landais et les connaissances actuelles sur la caractérisation des variations saisonnières de la surface foliaire verte qu'elle soit faite par observations *in-situ* ou satellitaires. Le troisième chapitre donne le cadre méthodologique de l'étude. Les chapitres 4 à 6 présentent et discutent les résultats obtenus au cours des trois étapes. Le dernier chapitre donne la conclusion générale.

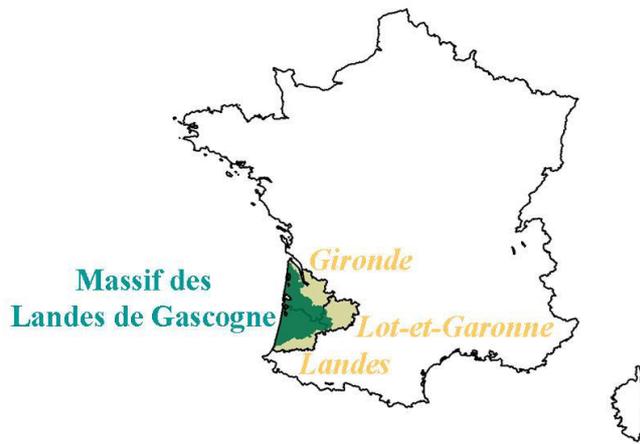


Figure 2.1 : Localisation géographique du massif des Landes de Gascogne

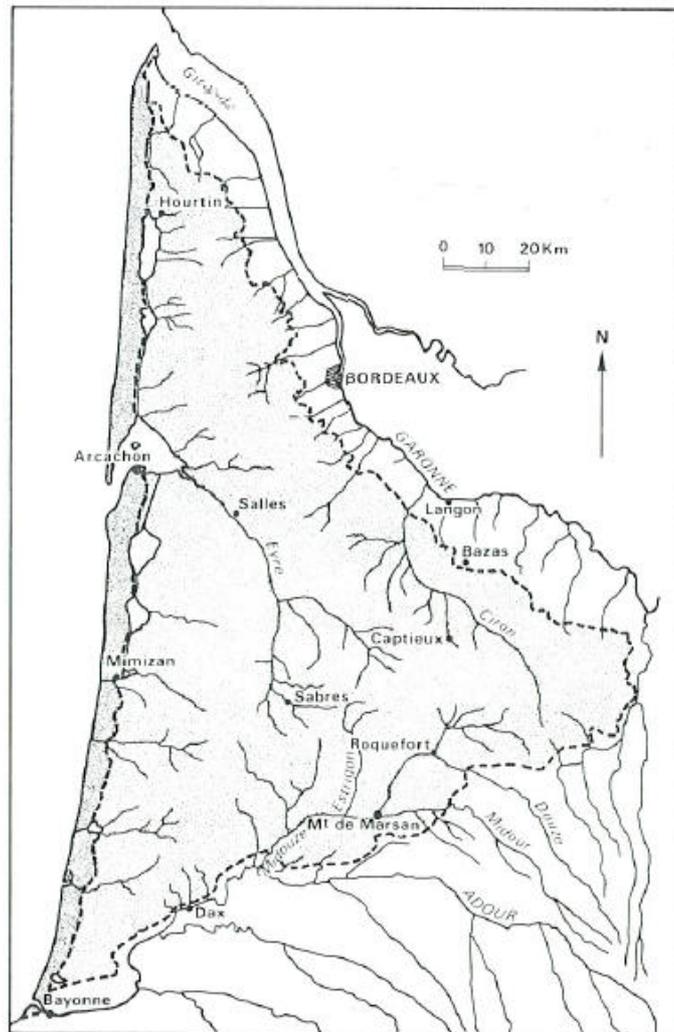


Figure 2.2 : Réseau hydrographique du massif des Landes de Gascogne (Gerea, 1985)

2. Le cadre scientifique

La thèse est focalisée sur le suivi de la variation saisonnière de la surface foliaire des arbres et du sous-bois du massif landais de pin maritime. Dans ce chapitre sont présentées les différentes méthodes pour caractériser la surface foliaire et ses variations. Mais auparavant sont décrites les spécificités de ce massif forestier.

2.1. Les spécificités du massif landais de pin maritime

2.1.1. Description générale

Le massif des Landes de Gascogne, aussi nommé forêt des Landes de Gascogne, forêt landaise, massif gascon et massif landais, constitue le premier massif forestier français en superficie. Il recouvre 1,33 million d'hectares (IFN, 2003) et s'étend sur les départements de la Gironde, des Landes et du Lot-et-Garonne du sud-ouest de la France (Figure 2.1). Il est composé à 74 % de forêt, soit 987 950 ha (IFN, 2003) et plus particulièrement de Pin maritime (*Pinus pinaster*) qui constitue 90 % de la surface boisée du massif, soit 891 020 ha (IFN, 2003).

Ce massif est le premier massif forestier cultivé d'Europe. C'est le premier producteur de bois rond en France avec 23 % de la production nationale toutes espèces confondues et 90 % de la production nationale de Pin Maritime (A greste, 2010).

Le massif est installé sur une vaste plaine, d'environ 50 m d'altitude, légèrement inclinée (1,25 % en moyenne) du sud-est au nord-ouest et sur les dunes littorales qui forment un relief marqué sur sa façade atlantique. Enfin, la forêt landaise est traversée par la Leyre et entourée par la Garonne, le long de la limite nord/nord-ouest et par l'Adour au sud. Le réseau hydrographique (Figure 2.2), peu ramifié, ne permet pas un bon drainage des sols où la nappe phréatique reste proche de la surface, de 0 à 10 m de profondeur (Jolivet et al., 2007).

Les podzols constituent la majorité des sols du massif landais. Leur pH, compris entre 3,5 et 5,5, est faible. Ils sont composés, en moyenne, à 95 % de sable, 3 % de limon et 2 % d'argile. Ces sols sableux, étant donné leur faible teneur en argile et donc en colloïdes argileux, ont une fertilité médiocre et une teneur faible en nutriments avec seulement 0,03 g de phosphore et 0,525 g d'azote par kg de sol (Jolivet et al., 2007).

La région subit une influence océanique, dont le climat est caractérisé par des hivers doux et pluvieux et des étés relativement frais. En moyenne, la forêt landaise reçoit 944,1 mm de précipitations par an pour une température de 13,8°C, définis comme la moyenne des températures minimales et maximales quotidiennes (moyenne sur les années 1981-2010) (Météo France, 2012).



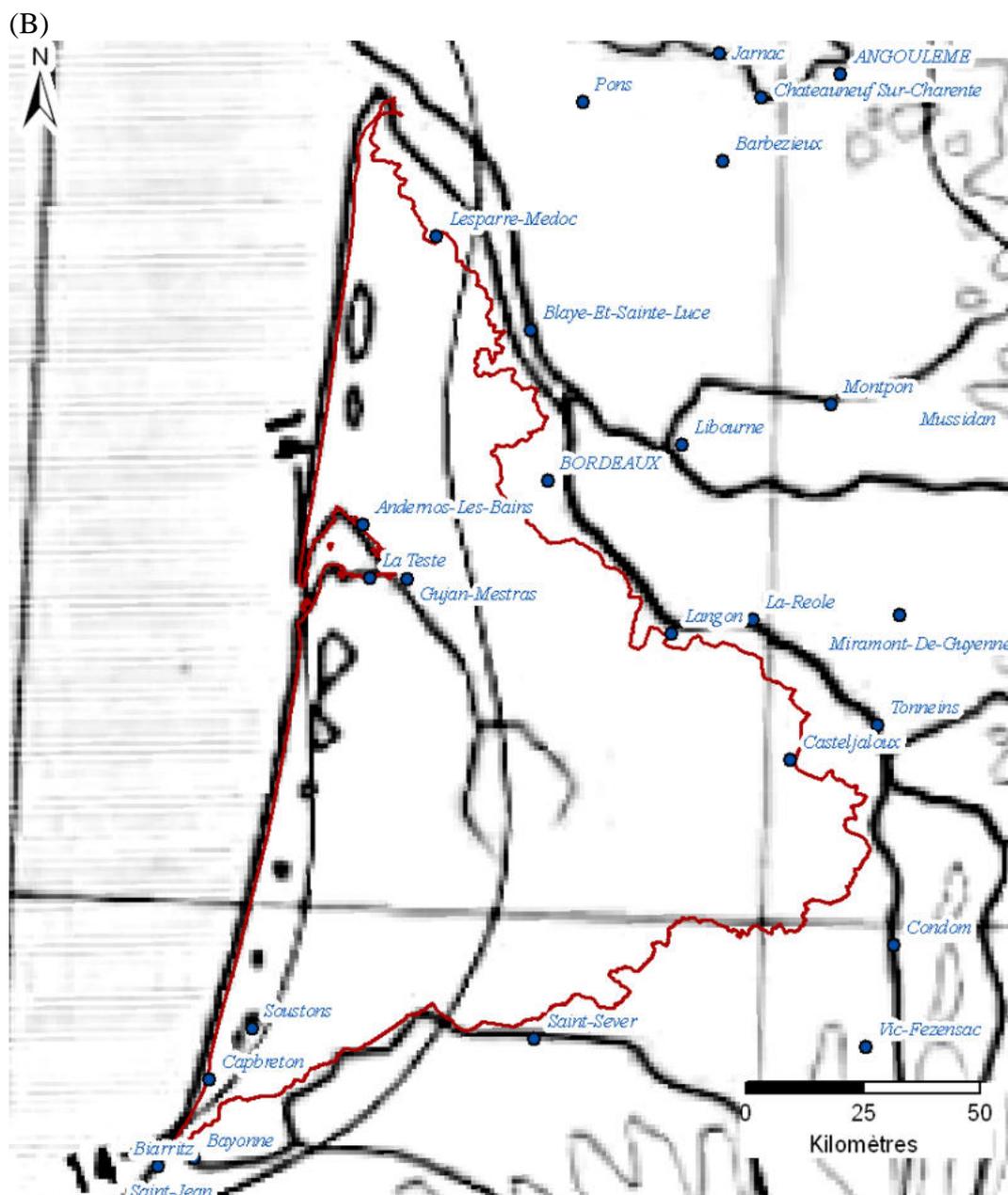


Figure 2.3 : Variations régionales du climat sur le massif landais (limite rouge) (*Bessemoulin, 1987*) (moyenne 1951-1980).

(A) Précipitations moyennes cumulées sur un an : Les précipitations sont indiquées en millimètre

(B) Températures moyennes annuelles : Les températures sont indiquées °C. La température moyenne quotidienne est définie comme la moyenne des températures minimales et maximales quotidiennes

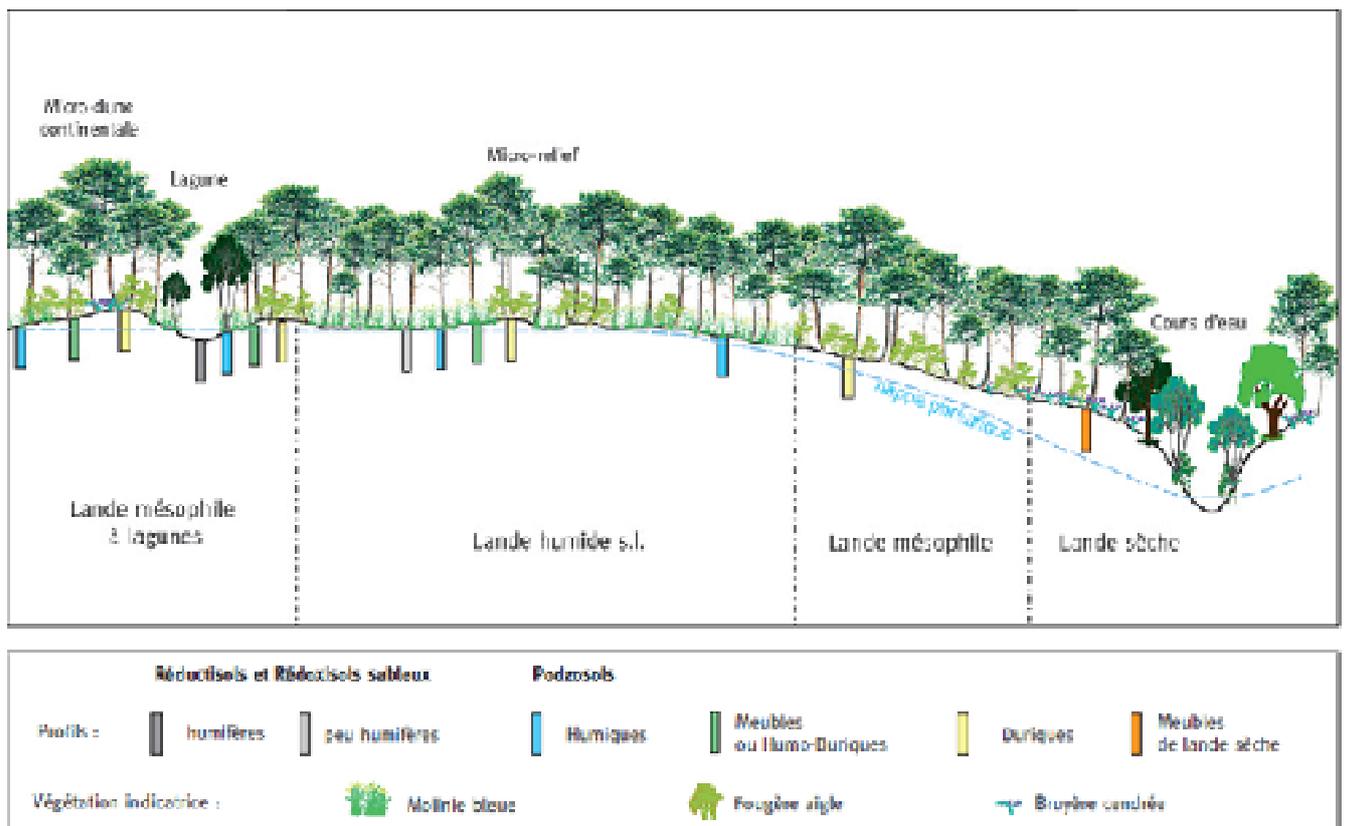


Figure 2.4 : Représentation schématique de l'organisation des principaux pédopaysages landais (Jolivet et al., 2007)

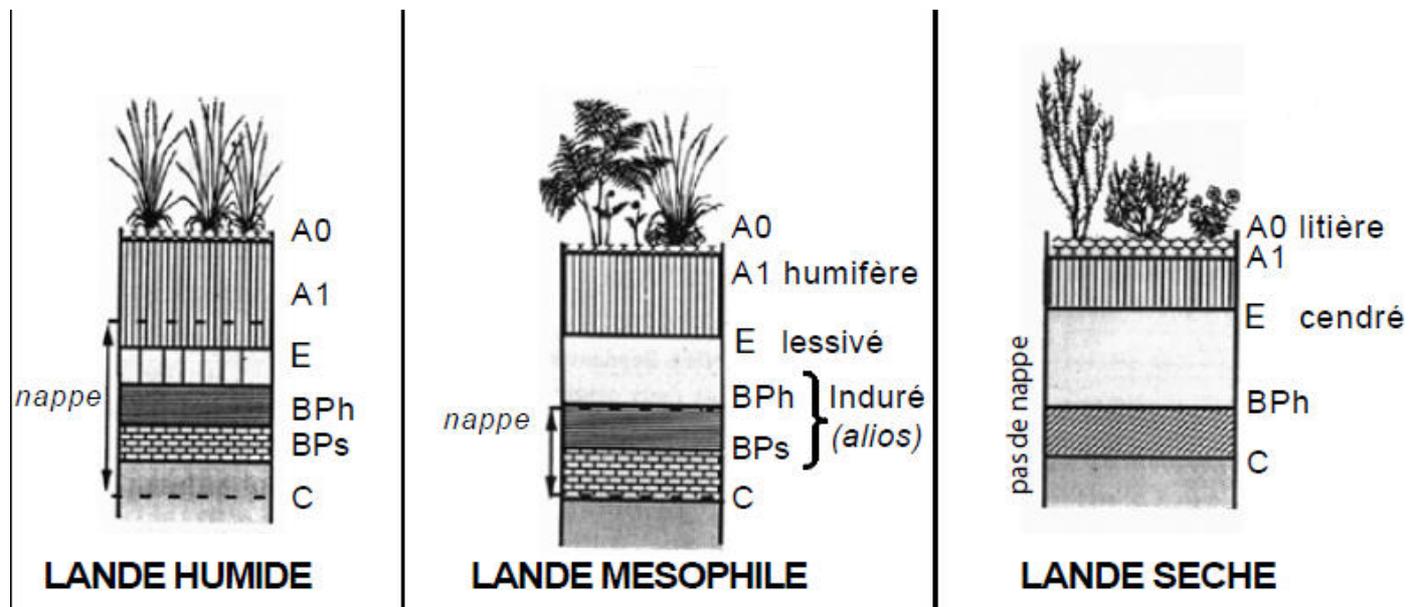


Figure 2.5 : Représentation schématiques des typologies stationnelles des sols landais (Augusto et al., 2006)

2.1.2. Les contraintes environnementales et leurs variations régionales

2.1.2.1. Variation du climat

La région, certes sous climat océanique, présente des différences notables entre les zones littorales, les zones proches des Pyrénées et les zones continentales de la forêt landaise. Les précipitations varient selon un gradient nord-est / sud-ouest (Figure 2.3 (A)). Ainsi, elle peut passer de 1 233,1 mm à Dax à 845,6 mm par an en moyenne à Lège-Cap Ferret (moyenne sur les années 1961-1990) (Infoclimat, 2012). Les températures, elles, suivent un gradient ouest / est (Figure 2.3 (B)). Les températures moyennes les plus élevées s'observent le long de la façade atlantique, avec par exemple 13,7°C à Lège-Cap Ferret (moyenne sur les années 1961-1990). Les températures les plus faibles sont observées à l'est, avec par exemple 12,7°C à Bordeaux (moyenne sur les années 1961-1990) (Infoclimat, 2012).

2.1.2.2. Pédo-paysages landais

Les sols landais possèdent des caractéristiques dont la distribution géographique n'est pas aléatoire. Les variations régionales (talwegs, interfluves, dunes continentales) et locales (microrelief d'amplitude inférieure à un mètre) du relief et le réseau hydrographique sont à l'origine des variations spatiales de la profondeur de la nappe phréatique superficielle et de ses oscillations saisonnières. Ces éléments déterminent les caractéristiques des sols et de leur évolution en conjonction avec le climat, le cortège floristique, et donc la répartition des pédopaysages au sein du massif landais à l'échelle régionale et locale (Figure 2.4) (Jolivet et al., 2007).

Classiquement, on distingue 3 grands types de pédopaysage, à savoir, la lande humide, la lande mésophile, la lande sèche en plus de celui de la dune littorale. D'après les statistiques du 4^{ème} cycle d'inventaire de l'IFN (cf. données écologiques de l'IFN, chapitre 3 §3.2.2), dans les années 1998 à 2000, la lande mésophile couvrait la plus grande surface du massif landais, à savoir 64 % de sa surface. La lande sèche et la lande humide ne couvraient quant à elles que 13 % et 16 %, respectivement. Les 7 % restants étaient constitués par la dune littorale.

Ces 3 grands types de lande sont essentiellement caractérisés par un type de sol dominant (Figure 2.5), par une intensité de drainage et par une végétation caractéristique.

- La dune littorale

Ce type de station forestière se retrouve exclusivement sur le cordon dunaire présent le long de la façade atlantique. Cette forêt se sépare en 2 entités distinctes, à savoir une forêt de protection de 500 à 750 m du littoral et une forêt de production en arrière (Favennec, 1999).

Les arenosols sont les types de sols les plus fréquemment observés sur ce type de station forestière (Augusto et al., 2006).

Le sous-bois caractéristique de cette dune est constitué de la mousse des jardiniers (*Scleropodium purum*), de millepertuis (*Hypericum cupressiforme*) et du genêt à balai (*Cytisus scoparius*) (Jolivet et al., 2007).



Figure 2.6 : Exemple d'une parcelle de forêt en lande sèche (*source : M. Guillot, K. Spannraft, N. Yauschew-Raguénès*)

- La lande sèche (Figure 2.6)

La lande sèche s'observe autour des cours d'eau qui drainent le sol entraînant un fort rabattement de la nappe phréatique (Figure 2.4). La nappe se trouve toujours à une profondeur supérieure à 2 m (Augusto et al., 2006).

Les podzols meubles (Figure 2.5) sont les sols les plus fréquemment observés sur ce type de station forestière. Ils sont caractérisés par un horizon A (horizon mélangeant matière organique et minérale) peu abondant, un horizon éluvial E (appauvri en minéraux) profond et d'aspect cendré et enfin un horizon illuvial B (enrichi en minéraux) peu profond et meuble. Pour ce type de podzol, aucun des horizons pédologiques ne subit le battement de la nappe (Augusto et al., 2006).

Le sous-bois caractéristique de ce type de lande est constitué par de la callune (*Calluna vulgaris*), de la bruyère cendrée (*Erica cinerea*) et de l'hélianthème faux-alysson (*Halimium alyssoides*). Parmi ces 3 espèces, seul l'hélianthème faux-alysson est considéré comme une espèce indicatrice. Toutefois, le sous-bois est largement dominé par la callune et aussi la bruyère cendrée, même si ces deux espèces se développent aussi dans les autres types de lande (Jolivet et al., 2007). Les mousses, groupe végétal qui n'est pas considéré dans la typologie des pédopaysages landais, sont également abondantes en lande sèche comme l'ont montré récemment Porté et al. (2009). La surface foliaire de la végétation du sous-bois de lande sèche et sa dynamique sont donc conditionnées par la callune, la bruyère cendrée et les mousses.

La callune (*Calluna vulgaris*) est un sous-arbrisseau pérenne. Sa hauteur varie de 0,2 à 1,6 m. Sur des sols secs, la callune possède un port érigé. Les tiges épaissies portent une couronne dense de branches. Elle possède une grande capacité à se développer vigoureusement sur des sols pauvres et acides. Son optimum de croissance se situe à un pH de 4,2. Cette capacité est essentiellement due à trois caractéristiques. D'une part, ses racines sont étroitement associées à des mycorhizes. D'autre part, la callune a la capacité de développer ses racines en fonction des conditions hydriques du sol. Si le sol est partiellement engorgé, la plante développera ses racines en surface. A l'opposé, si les conditions sont plutôt sèches, elle développera ses racines en profondeur. Troisièmement, c'est une espèce robuste qui est capable de se régénérer après un dégât plus ou moins partiel de l'appareil aérien. Cette plante présente un développement et une croissance cyclique. Les vieilles tiges meurent laissant place à une régénération végétative ou à une régénération germinative. La régénération végétative se produit par drageonnement des vieilles tiges lors de leur recouvrement par la litière du sous-bois, ou par les mousses. Enfin, il est à noter que la survie des graines est importante et longue, de 30 à 150 ans selon les conditions, permettant ainsi la pérennité du couvert ou la réinstallation de la callune dans certaines stations lors de conditions plus favorables (Kirkham et al., 2006).



Figure 2.7 : Exemple d'une parcelle de forêt en lande mésophile (source : M. Guillot, K. Spannraft, N. Yauschew-Raguénès)



Figure 2.8 : Exemple d'une parcelle de forêt en lande humide (source : M. Guillot, K. Spannraft, N. Yauschew-Raguénès)

- La lande mésophile (Figure 2.7)

La lande mésophile s'observe sur les versants des zones drainées, là où le sol subit une forte amplitude du battement de nappe (Figure 2.4). Le sol alterne entre des phases d'engorgement et des phases de dessiccation (Jolivet et al., 2007).

Les podzols humoduriques (Figure 2.5) sont les sols les plus fréquemment observés sur ce type de station forestière. Ils sont caractérisés par un horizon A humifère, un horizon éluvial E visible et lessivé et enfin un horizon illuvial B plus ou moins induré nommé l'aliol. Pour ce type de podzol, seul l'horizon B subit le battement de la nappe (Augusto et al., 2006).

Le sous-bois caractéristique de ce type de lande est constitué majoritairement par de la fougère aigle (*Pteridium aquilinum*) (Jolivet et al., 2007).

La fougère aigle (*Pteridium aquilinum*) est une plante vivace pouvant atteindre 2,5 m de hauteur. Elle se développe sur des sols sableux, acides et pauvres. Elle possède un rhizome ramifié qui se développe horizontalement dans le sol lui permettant de coloniser rapidement son milieu. A partir de ces rhizomes, se développent les frondes. La fougère est très sensible au gel et aux faibles températures. Les gelées tardives au printemps peuvent entraîner des dégâts importants de l'appareil aérien, jusqu'à la mort du pied en cas de gelée sévère. Les gels précoces, ou les chutes rapides des températures, du début de l'automne sont les principaux facteurs limitants de la longueur de la saison de végétation. Enfin, la fougère est une espèce qui souffre de la sécheresse et de l'engorgement permanent des sols (Marrs et Watt, 2006).

- La lande humide (Figure 2.8)

La lande humide s'observe dans les milieux mal drainés, où la nappe phréatique affleure en période de forte pluviosité en automne et au printemps et ne descend guère en dessous de 1,5 m le reste de l'année (Figure 2.4).

Les podzols humiques (Figure 2.5) sont les sols les plus fréquemment observés sur ce type de station forestière. Ils sont caractérisés par un horizon A relativement profond, un horizon éluvial E faible et peu visible et enfin un horizon illuvial B meuble. L'ensemble des horizons E, B et une partie de l'horizon A subissent le battement de la nappe (Augusto et al., 2006).

Le sous-bois caractéristique de ce type de lande est constitué par de la molinie (*Molinia caerulea*), de la bruyère à 4 angles (*Erica tetralix*) et de l'ajonc nain (*Ulex nanus*). Toutefois, même si seule la bruyère à 4 angles est considérée comme une espèce indicatrice (Jolivet et al., 2007), la molinie est largement majoritaire dans ce type de sous-bois (Jolivet et al., 2007, Porté et al., 2009). Cette espèce a donc un poids fort dans la surface foliaire du sous-bois.

La molinie (*Molinia caerulea*) est une herbe pérenne cespiteuse endémique, à végétation aérienne annuelle, possédant un rhizome. Elle mesure de 15 à 250 cm de haut lors de la floraison. Elle pousse sur des sols pauvres et acides, mais sa capacité d'adaptation lui permet de pousser dans des zones très contrastées. Cette espèce présente un caractère dominant de par sa forte compétitivité, sa forte productivité et son importante expansion racinaire (Taylor et al., 2001). De plus, par la présence de pores spécifiques au niveau de ses racines, cette plante est adaptée au sol fortement engorgé (Barry et al., 1952). Enfin, en forêt landaise, le passage répété du rouleau landais, qui fragmente le rhizome, entraîne une densification du recouvrement du sol par la molinie (Maizeret, 2005).

L'ajonc nain (*Ulex nanus*) est aussi une espèce bien représentée dans le sous-bois de la lande humide, même si elle a une grande amplitude écologique. Cependant si dans les premières années du peuplement l'ajonc nain est favorisé par les labours qui suppriment le tapis de graminées, les débroussaillments répétés au rouleau landais vont, par la suite, réduire son recouvrement contrairement à la molinie (Maizeret, 2005).

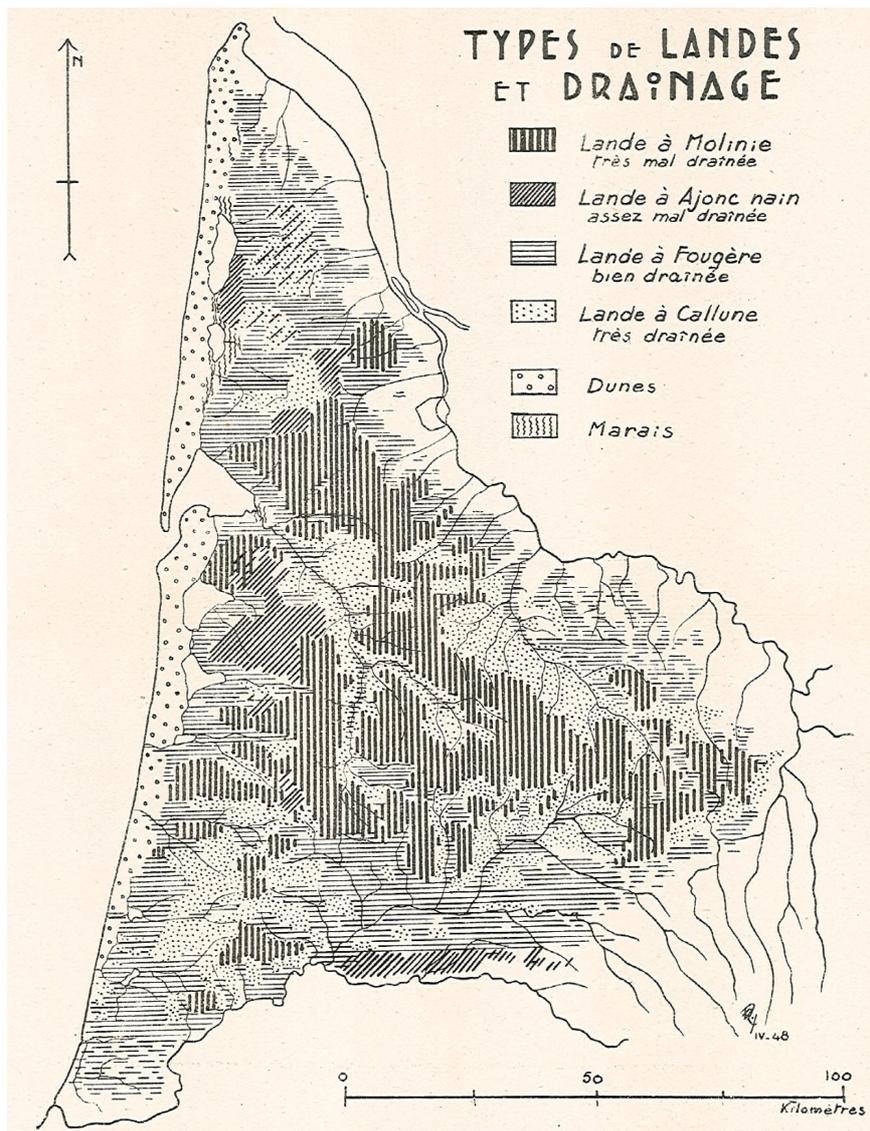


Figure 2.9 : Carte des pédopaysages landais de [Rey \(1948\)](#)

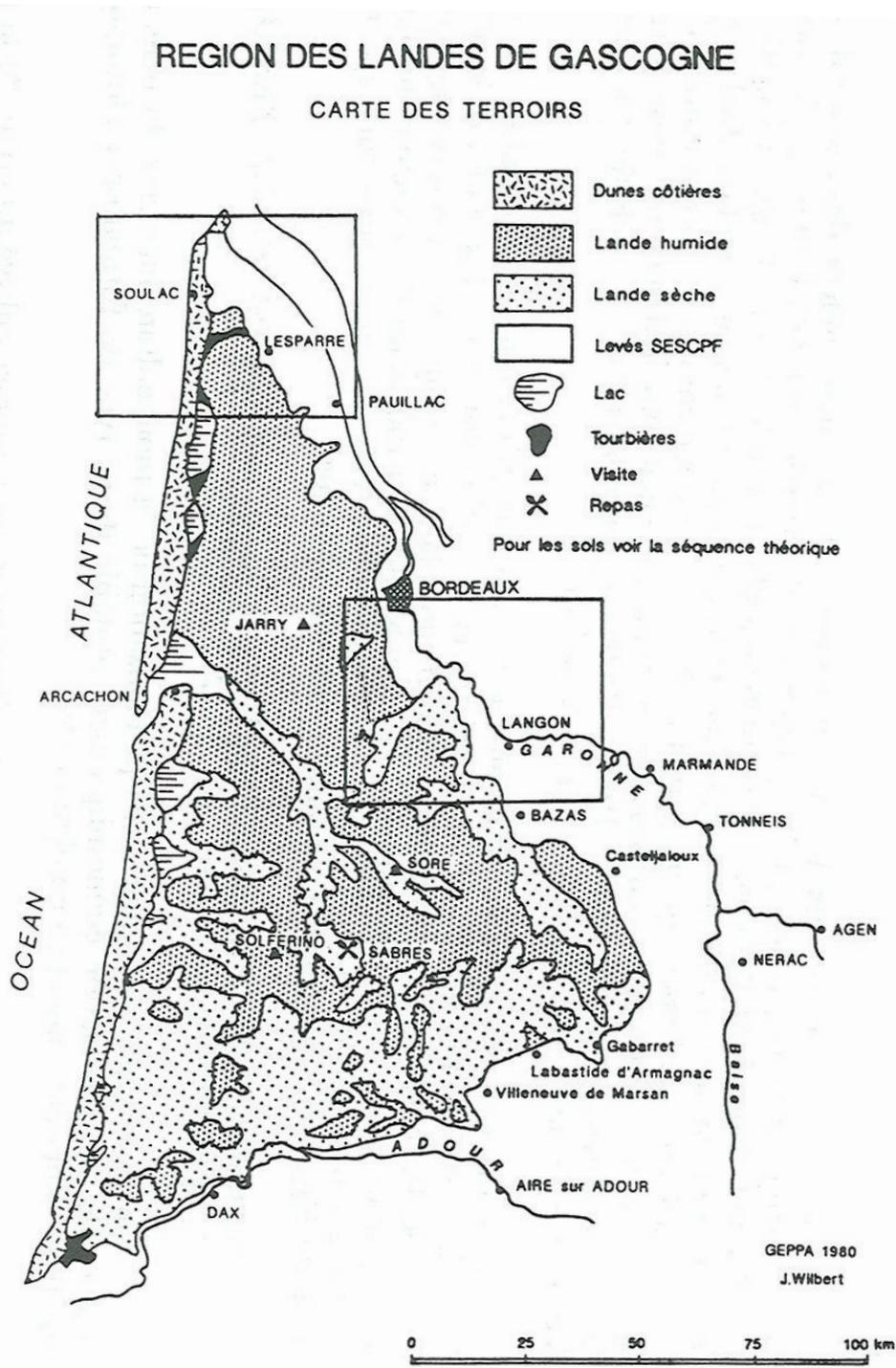


Figure 2.10 : Carte des pédopaysages landais de [Juste \(1989\)](#)

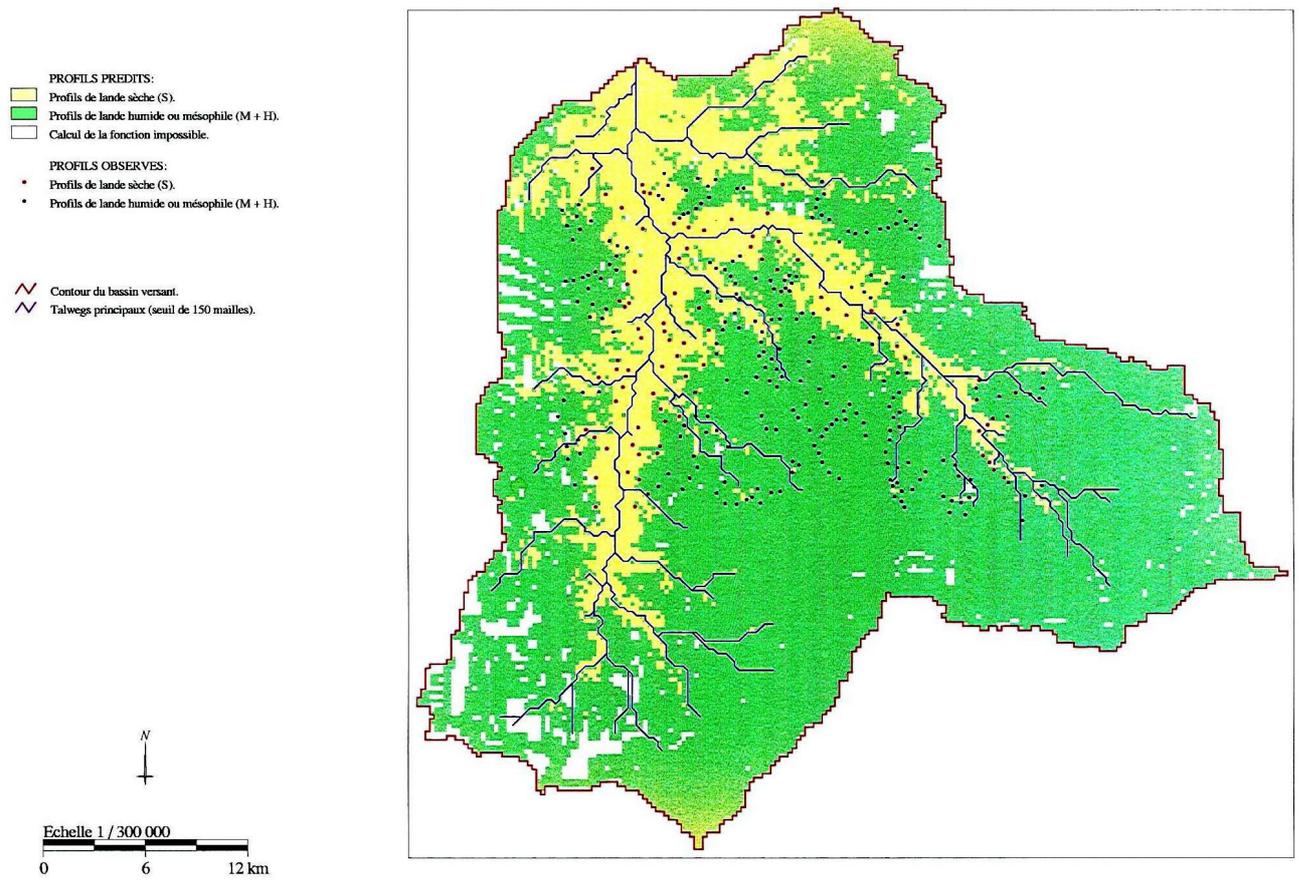


Figure 2.11 : Carte des pédopaysages landais sur le bassin versant de la Leyre établie par Jolivet (1996)

En fait, les pédopaysages du massif landais présentent une certaine variabilité spatiale à l'échelle locale. C'est particulièrement le cas au sein des stations les plus humides en zone inter-fluviale, c'est-à-dire ce que Jolivet et al. (2007) nomme la lande humide au sens large, où la répartition intra-parcellaire des types de lande traduit l'organisation locale des sols en toposéquences liée au microrelief (cf. Figure 2.4) de périodes de plusieurs dizaines de mètres et d'amplitude de moins d'un mètre. On a alors des séquences de types de lande allant de la lande mésophile sur les micro-buttes à la lande humide au sens strict ou même très humide dans les dépressions, avec un gradient dans la composition floristique. On a comme espèces caractéristiques en allant du pôle le moins humide au plus humide : fougère, molinie, bruyère à 4 angles (Jolivet et al., 2007).

2.1.2.3. Répartition des pédopaysages landais sur le massif

Il existe un lien évident entre le type de lande et les potentialités des sols (disponibilité en eau et éléments minéraux). Aussi, pour diverses raisons, telles que la volonté de maîtriser la production de bois de pin maritime, ou de raisonner l'aménagement agricole ou d'améliorer la connaissance du milieu, il a été tenté de réaliser une cartographie régionale des pédopaysages landais depuis plus d'un demi siècle.

Dès 1948, Rey (1948) a élaboré une cartographie grossière du type de lande du massif en 4 classes en utilisant le caractère indicateur de l'abondance des espèces présentes sur le drainage du sol (Figure 2.9). A la même époque diverses variantes de cette carte ont été diffusées (par exemple Papy, 1948). Les cartes établies par la suite sont également grossières, comme par exemple celle de Juste (1989) (Figure 2.10), qui ne distingue que deux classes : lande humide, qui en fait agrège les landes humides à mésophile, et la lande sèche. Ces cartes régionales présentent le défaut d'être trop grossière.

Les données écologiques sur la végétation du sous-bois et les caractéristiques du sol recueillies par l'IFN lors de ses inventaires forestiers apportent une information précise sur le type de lande en un grand nombre de placettes de faible taille (de l'ordre de 500 m² ; voir description de la méthode au chapitre 3, §3.2.2). Mais, ces données ne se prêtent pas à elles seules à une cartographie des types de lande. Les placettes ne sont pas nécessairement représentatives du pédopaysage majoritaire qui les entourent, en raison de la variation locale des types de sols associée à la microtopographie.

Jolivet (1996) a élaboré et testé une méthode de cartographie plus précise des pédopaysages landais sur le bassin versant de la Leyre, tenant compte de la topographie et des caractéristiques du sol mesurées in situ sur plusieurs centaines de points de sondage. Cependant, cette méthode ne permet pas de bien discriminer la lande mésophile de la lande humide. La méthode a ses limites en raison notamment des difficultés d'intégrer à la fois la variabilité locale et celle régionale des sols. La carte produite (Figure 2.11) montre bien la localisation de la lande sèche en bord de cours d'eau.

Toutes les tentatives de cartographie des pédopaysages landais à l'échelle régionale ont abouti à un résultat grossier où lande humide et mésophile ne sont pas nécessairement distinguées.

Par ailleurs, la répartition géographique des types de lande change. Mais on ne dispose pas d'information claire sur son évolution au cours des ans. Ainsi la généralisation du drainage a fait régresser les formations les plus humides au profit de plus mésophiles (Timbal et Maizeret, 1998). Cela apparaît clairement dans les statistiques de l'IFN. Si on compare les chiffres des 3^{ème} (1988-1989) et 4^{ème} (1998-2000) cycles d'inventaire (pour le cycle 5 en cours le type de lande n'est plus noté), on voit que la proportion de surface occupée par les 3 types de lande sur massif est passée en 10 ans de 37 %, 41 % et 14 % (Loustau et al., 1999) à 16 %, 64 % et 13 % (cf. chapitre 3 §3.2.2) pour les landes humide, mésophile et sèche.

2.1.3. Une forêt gérée intensivement

2.1.3.1. Des attentes socio-économiques dominées par la production de bois

Depuis le début du 19^{ème} siècle, avec l'installation généralisée du pin maritime sur l'ensemble du territoire landais, la forêt a eu une vocation de production.

Dans cette optique, des itinéraires techniques ont été mis en place et améliorés au cours du temps, notamment avec la mécanisation, la chimie et la génétique (Lesgourgues et al., 1997).

La fertilisation phosphatée et le travail préalable des sols sont fortement préconisés et réalisés avant toute nouvelle installation d'une parcelle forestière.

Le semis est progressivement délaissé au profit de la plantation. La plantation présente l'avantage sur le semis de pouvoir installer des plants génétiquement sélectionnés pour leur productivité, leur adaptation au milieu et la rectitude de leur tronc. De plus, elle permet d'éviter les travaux de dépressage (c'est-à-dire les premières suppressions d'arbres qui sont non marchandes).

Le débroussaillage du sous-bois est également inclus dans cet itinéraire technique afin de limiter le départ et l'extension des feux de forêts et la compétition hydrique et nutritive de sa végétation avec le pin maritime.

La conduite du peuplement de pin maritime s'effectue généralement par la réalisation de 4 éclaircies et d'une coupe rase. L'âge des pins au cours de la coupe rase s'est progressivement abaissé pour passer de 60 ans en moyenne avant les années 1990 à 45 ans en moyenne de nos jours (Lesgourgues et al., 1997).

Cette intensification de la production a permis de passer d'une productivité de 4,8 m³·ha⁻¹·an⁻¹ par an au début des années 1960, à une productivité de 9,8 m³·ha⁻¹·an⁻¹ par an 30 ans plus tard (Loustau et al., 1999). A l'heure actuelle, cette productivité pourrait atteindre 12 m³·ha⁻¹·an⁻¹ par an (Loustau et al., 1999).

Toutefois, la production moyenne observée sur le massif cache d'importantes disparités, notamment entre les différents pédopaysages landais. Ainsi, dans les années 1987 à 1989 (données du 3^{ième} inventaire IFN, citées par [Loustau et al., 1999](#)) la productivité de la lande mésophile est la plus élevée avec un accroissement courant de 10 m³·ha⁻¹·an⁻¹, tandis que la lande humide présente l'accroissement courant le plus faible, à savoir 7,8 m³·ha⁻¹·an⁻¹ en. L'accroissement courant de la lande sèche et de la dune sont identiques et de valeurs intermédiaires aux 2 autres types de station forestière avec 8,3 m³·ha⁻¹·an⁻¹.

Comme on l'a vu précédemment, de la fin des années 1980 à celle des années 1990, les surfaces inventoriées par l'IFN comme étant en lande humide ont fortement diminué et celles en lande mésophile ont augmenté. Les perspectives d'important gain de productivité ont poussé les sylviculteurs à effectuer des travaux d'assainissement et de drainage des landes humides. Pendant ces dix ans, l'accroissement courant en volume de bois a beaucoup augmenté dans les 3 types de landes. Sur le plateau landais, cette augmentation est globalement de l'ordre de 25 % en lande mésophile, 32 % en lande humide et de 30 % en lande sèche. Elle est la plus spectaculaire en lande humide. En effet sur les peuplements de 30 ans et moins, à la fin des années 1990, l'accroissement courant en lande humide était devenu similaire à celui en lande mésophile et nettement supérieur à celui en lande sèche ([Bélouard, communication personnelle des statistiques IFN 1998-2000](#)).

Afin de gérer au mieux les boisements sur le massif, l'itinéraire technique est modulé en fonction du type de lande, en agissant sur le nombre d'arbres implantés à l'hectare, sur la fréquence et l'intensité des éclaircies et sur l'âge à la récolte finale par coupe rase (voir par ex. : [Sardin et al., 2003](#)). Ce type de modulation peut être réalisé grâce à des modèles dendrométriques de croissance, qui lient productivité du pin maritime et caractéristiques du milieu (en particulier la fertilité qui est liée à la richesse minérale du sol et à l'alimentation en eau), comme celui de [Lemoine \(1991\)](#), qui est intégré dans Capsis ([Meredieu et al., 2009](#)). Ces modèles sont calibrés sur des observations passées et donc les préconisations sylvicoles qui en sont issues supposent des conditions climatiques stationnaires.

2.1.3.2. Les nouveaux enjeux environnementaux

Depuis le début de l'ère industrielle, l'activité humaine a émis de plus en plus de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (dioxyde de carbone, méthane, oxyde nitreux). L'augmentation de leur concentration atmosphérique engendre des modifications climatiques à l'échelle mondiale. L'effet le plus visible est le réchauffement climatique avec une augmentation des températures moyennes, la fonte généralisée des glaciers et l'élévation du niveau moyen de la mer. Toutefois, d'autres changements commencent à apparaître avec la modification des précipitations, le changement de la structure des vents, l'augmentation d'accidents tels que la sécheresse, les inondations suite à de fortes précipitations... ([GIEC, 2007](#)). Ces changements globaux n'ont pas forcément un impact positif sur la productivité forestière. Ainsi, du point de vue phénologique, il a été observé un allongement de la période de végétation (sortie plus précoce des feuilles des arbres forestiers au printemps et sénescence plus tardive) dans l'hémisphère Nord, engendrant une hausse de la productivité forestière. D'un autre côté, ces effets ont été limités, par la vulnérabilité des forêts aux événements extrêmes tels que les vagues de chaleurs, les sécheresses, les tempêtes ([Parry et al., 2007](#)).

Le besoin de limiter ces changements, et l'impact de ceux déjà en cours, a donné de nouveaux enjeux aux espaces forestiers. Ainsi, la forêt, important lieu de stockage de carbone ([Bonan, 2008](#)), se doit d'être maintenue et gérée durablement. Autrement dit, la gestion doit s'adapter aux changements actuels et futurs pour permettre son maintien.

En ce qui concerne le massif landais, le changement global s'est illustré par de nombreux accidents climatiques au cours de cette dernière décennie avec notamment les tempêtes Martin en 1999 et Klaus en 2009, la sécheresse et l'été caniculaire de 2003. Par ailleurs, l'augmentation de la température, depuis plus d'un siècle, est susceptible de permettre à certaines maladies et ravageurs de s'installer et/ou d'entrer en phase épidémique.

Il est donc nécessaire d'adapter les pratiques sylvicoles à ces nouveaux changements pour que cette forêt de production perdure et soit gérée durablement. Ainsi, les itinéraires techniques traditionnels sont déjà en cours d'amélioration suite aux observations réalisées après les 2 tempêtes majeures qui se sont abattues sur le massif à dix ans d'intervalle (Lesgourgues et Drouineau, 2009). Une augmentation de la biodiversité, avec l'implantation d'îlots de feuillus, est conseillée pour son aspect protecteur vis-à-vis des ravageurs mais aussi des forts coups de vents. Il est aussi préconisé une diminution encore plus drastique du cycle de révolution (cycle de 10 ans et 20 ans). Toutefois, cette diminution du cycle pourrait engendrer des problèmes de fertilité à terme (Trichet et al., 1999, Loustau et al., 1999) et donc limiter le caractère durable de la forêt.

Par ailleurs, des initiatives originales commencent à apparaître dans le massif avec par exemple celles de l'association de forestiers « ProSilva » qui prône une sylviculture tentant d'allier économie et nature, proche de celle pratiquée en futaie irrégulière (Pro Silva, 2009).

Afin d'effectuer les modifications pertinentes nécessaires au maintien du massif landais, il faut prendre en compte les conditions climatiques réelles, changeantes et en évolution, pour simuler à long terme l'évolution du milieu. Il est donc important de disposer de modèles de croissance éco-physiologiques, c'est-à-dire basés sur les processus biologiques et physiques d'échange de carbone, d'eau, d'éléments minéraux et d'énergie entre les plantes, le sol et l'atmosphère.

2.1.4. Aperçu des connaissances actuelles sur le fonctionnement hydrique et carboné de l'écosystème de pin landais

Depuis plus de vingt ans de nombreux travaux ont été faits pour mieux comprendre et simuler le fonctionnement hydrique et carboné de l'écosystème landais.

2.1.4.1. Fonctionnement à l'échelle du peuplement

Les études de fonctionnement carboné et hydrique à l'échelle du peuplement sont fondées principalement sur un seul peuplement de pin maritime, un peuplement adulte sur le site du BRAY en lande humide avec un sous-bois de molinie. Celui-ci a été le lieu, pendant 20 ans, de mesures continues d'échanges d'eau, de carbone et d'énergie entre la biosphère et l'atmosphère (cf. par ex. : Jarosz et al., 2008). Depuis 2007, un jeune peuplement, sur le site de BILOS, lui aussi en lande humide, mais où domine l'ajonc nain, est suivi de la même manière (cf. par ex. : Stella et al., 2009). Ces travaux ont notamment permis de mesurer l'importance de la contribution du sous-bois de molinie dans les flux de vapeur d'eau et de CO₂ et de sa sensibilité au stress hydrique dans des peuplements comme celui du BRAY où les pins forment une strate relativement peu fermée (Jarosz et al., 2008). Ils ont aussi permis de tester l'effet de l'âge des pins (Stella et al., 2009), ou du débroussaillage du sous-bois (Moreaux et al., 2011) sur les flux.

Des modèles de croissance (GRAECO, [Porté 1999](#), [Loustau et al., 2005](#)) ou d'échange sol-plante-atmosphère (MUSICA, [Ogée et al., 2003](#)) spécifiques ont été établis pour prédire les bilans d'eau et de carbone ou la croissance des pins ou pour tester l'effet à long terme de scénarios climatiques. Ces modèles ont montré l'importance de considérer le sous-bois comme une entité à part entière dans le fonctionnement de l'ensemble du couvert végétal. Ils ont été paramétrés sur le site du BRAY et sont applicables en lande humide à molinie. Les appliquer dans d'autres conditions stationnelles nécessite des connaissances complémentaires comme par exemple sur la phénologie des espèces principales du sous-bois ou sur leur réponse stomatique à la disponibilité en eau atmosphérique ou du sol. [Rivalland et al. \(2005\)](#) ont ainsi montré, avec le modèle ISBA-A-gs appliqué au peuplement du BRAY où l'espèce en sous-bois, la molinie, a un faible contrôle stomatique de la transpiration contrairement au pin maritime, que omettre le compartiment du sous-bois, ou inféoder son comportement à celui de la strate arborée, dans les modèles aboutit à une importante erreur des estimations des flux de carbone et d'eau pour le climat actuel et aboutirait donc à des réponses erronées des scénarios de climat futur.

2.1.4.2. Passage à l'échelle régionale

Pour passer de l'échelle locale à régionale ou supérieure, il est fréquent d'utiliser l'information d'un seul site considéré comme représentatif du fonctionnement d'un biome donné. Ainsi [Loustau et al. \(2005\)](#) simulent les effets du climat sur la productivité potentielle des forêts françaises et de son hétérogénéité spatiale par maille de 50x50 km en prenant en référence 6 sites forestiers, dont celui du BRAY pour la forêt landaise où le modèle GRAECO est employé.

Au niveau du massif landais, la variabilité intra-régionale des flux d'eau et de carbone n'a pas été vraiment étudiée en tant que telle. Elle a été analysée via l'effet de l'âge des peuplements ([Delzon et al., 2005](#); [Delzon et Loustau, 2005](#)) ou du type de couvert, pin maritime ou agricole ([Jarosz et al., 2008](#) ; [Stella et al., 2009](#)). Néanmoins des approches fonctionnelles et spatialisées à l'échelle du paysage ou du bassin versant commencent à se développer, avec une représentation spatialement distribuée de l'hydrologie, de l'usage des terres et de la structure des couverts forestiers (par ex : [Guillot, 2011](#)). Mais la distribution intra-régionale de la productivité et des échanges de masse et d'énergie des boisements de pin (strate arborée et sous-bois) reste à étudier en relation avec le pédoclimat¹, et ce en particulier pour la contribution du sous-bois qui est conditionnée par la disponibilité en eau du sol et les caractéristiques phénologiques et physiologiques de la végétation du sous-bois.

2.2. *Variations saisonnières de la surface foliaire verte en forêt*

L'indice de surface foliaire verte ou LAI (Leaf Area Index) est une variable clef dans les processus de photosynthèse et d'échange d'eau, par ailleurs, il conditionne la croissance future du couvert. Il est aussi un indicateur intégré du développement passé, incluant l'effet d'éventuels stress, et il est à même de renseigner sur la phénologie foliaire. Le LAI est défini comme la demi-surface développée des feuilles vertes par unité de surface de terrain horizontal ([Chen and Black, 1992](#), [Baret et al., 2010](#)).

¹.Au sens de conditions pédoclimatiques, c'est l'ensemble des caractères du climat local et des caractères du sol (cf. définition du pédoclimat par [Baize, 2004](#)).

2.2.1. La Phénologie foliaire des forêts

La phénologie, au sens large, correspond à l'étude des événements périodiques dans la vie des espèces animales (par ex. : la migration des oiseaux, l'hibernation) et végétales (par ex. : la floraison). La récurrence de ces événements est directement liée à l'environnement, dont notamment le climat, et plus particulièrement aux variations saisonnières de température, de précipitation et de durée du jour (Schwartz, 2003).

La phénologie foliaire concerne plus particulièrement le cycle de développement des feuilles. Autrement dit, il s'agit de l'étude des stades clés, appelés aussi phénophases, du développement foliaire tels que le débourrement (c'est-à-dire l'éclatement des bourgeons), l'étalement des feuilles, leur sénescence.

2.2.1.1. Spécificité de la phénologie foliaire sur forêt

La caractérisation de la phénologie foliaire est relativement simple à l'échelle de l'individu.

Toutefois, définir la phénologie d'un peuplement forestier même homogène est assez complexe. En effet, en un même lieu, c'est-à-dire dans les mêmes conditions environnementales, on peut observer des variations importantes de la phénologie foliaire entre individus d'une même espèce. Ainsi, par exemple, il peut exister un décalage de près d'un mois entre les premiers et les derniers arbres à débourrer dans le cas du chêne (Barry-Lenger et Nebout, 1993) et du pin maritime (Desprez-Loustau et Dupuis, 1994).

Dans le cas des peuplements non homogènes, plusieurs espèces végétales cohabitent. Ces différentes espèces n'ont pas nécessairement la même phénologie. Ainsi dans le cas de peuplements de chêne et de hêtre des Pyrénées, il a été montré que ces deux espèces ne réagissaient pas de manière très différentes aux variations altitudinales de la température de l'air en ce qui concerne le débourrement, la sénescence et donc la longueur de saison de végétation (Vitasse et al., 2010). Par conséquent, le suivi de la phénologie de peuplements hétérogènes dans leur ensemble est relativement complexe. Il repose sur l'intégration des cycles phénologiques de l'ensemble des espèces présentes.

Dans le cas du milieu forestier, cette complexité est accrue par l'étagement de la végétation en plusieurs strates, au moins 2 avec la strate arborée et le sous-bois. Il peut exister un décalage de la phénologie entre ces 2 strates, ainsi en forêt feuillue tempérée ou boréale les espèces du sous-bois débourrent en général plusieurs semaines avant les arbres (Badeck et al., 2004).

Le suivi de la phénologie foliaire de la forêt est donc particulièrement complexe à réaliser. Toutefois, de plus en plus de données sont collectées pour compléter les connaissances concernant ce milieu.

2.2.1.2. Cas des peuplements de pins landais

2.2.1.2.1. Phénologie foliaire du pin maritime

Le pin maritime est un conifère dont l'appareil foliaire est constitué d'aiguilles. La persistance d'une aiguille est de 2 à 3 ans environ. Généralement, cohabitent 3 générations d'aiguilles, parfois jusqu'à 4, dans ce cas la plus âgée est très peu représentée. Leur pousse s'effectue 1 à 2 fois par année, avec la première pousse courant avril-mai et la deuxième, s'il y a, courant août (Maugé, 1987, Kremer et Roussel, 1986).

La phénologie foliaire du pin maritime est peu étudiée et les connaissances se limitent essentiellement à la phase de croissance (Debazac, 1966, Desprez-Loustau et Dupuis, 1994). Ainsi Desprez-Loustau et Dupuis (1994), grâce à des observations de terrain, ont réalisé un modèle phénologique de type degrés-jours, c'est-à-dire sur la base de la somme des températures journalières moyennes cumulées depuis le premier janvier, pour dater cinq stades allant du début de l'élongation du bourgeon à l'émergence des aiguilles.

Quant au calendrier de la sénescence et de la chute des aiguilles, il n'est pas simple, du fait de la juxtaposition de plusieurs générations d'aiguilles. Par ailleurs dès lors que des aiguilles ont eu leur sénescence initiée, leur dynamique de chute dépend de l'intensité du vent et des précipitations. A partir de mesures périodiques de la biomasse des aiguilles de pin dans les chutes de litière faites en 2001 et 2002 sur quatre peuplements âgés de 10 à 91 ans, Delzon et Loustau (2005) montrent que la chute d'aiguilles n'est pas toujours concentrée sur la période allant de l'été à l'automne. Elle peut aussi se produire en quantité non négligeable au printemps en réponse à un stress hydrique passé. Ainsi les observations de Delzon et Loustau (2005) montraient un seul pic de chute d'aiguilles en août 2001 et deux pics en mars et août 2002.

Malgré le manque de données sur la phase de sénescence des aiguilles, un modèle empirique de variation intra annuelle de la surface foliaire de chaque génération d'aiguilles a été proposé par Granier et Loustau (1994). Il a été repris par Loustau et al. (1996) et Porté (1999). La simulation de la date d'émergence des aiguilles prend en compte la somme des températures selon les travaux de Desprez-Loustau et Dupuis (1994). Le modèle suppose une chute régulière d'aiguilles de plus d'un an de début août jusqu'à la fin de l'hiver et ignore la possibilité d'une chute anormale à une autre période de l'année. Il suppose également que la valeur maximale de la surface foliaire de chaque génération d'aiguilles est connue ou déterminée par ailleurs. Une illustration du modèle est donnée dans Ogée et al. (2003).

2.2.1.2.2. Phénologie foliaire des espèces végétales emblématiques du sous-bois landais

La dynamique saisonnière de la surface foliaire des espèces du sous-bois landais n'est pratiquement pas documentée par des observations in situ sauf pour la molinie.

- La molinie (*Molinia caerulea*)

Le débourrement de la molinie a lieu courant avril-mai. Ses feuilles se développent alors jusqu'en fin juillet, début août (Taylor et al., 2001, Delzon, 2000, Loustau et Cochard, 1991, Milne et al., 2002). La sénescence commence dès la fin juillet, avant que la totalité des feuilles n'aient terminé leur développement, et se termine fin novembre (Taylor et al., 2001, Milne et al., 2002).

La dynamique saisonnière de la surface foliaire verte de la molinie en forêt landaise a déjà été un peu étudiée par prélèvement de feuilles au cours de la saison mais à faible fréquence (une fois par mois du printemps à la fin de l'été) (Loustau et Cochard, 1991). Des observations de ce type faites sur le site du BRAY ont permis d'élaborer un modèle très schématique de développement du LAI piloté par la somme de température et le LAI estival maximal (Loustau, communication personnelle, Rivalland et al., 2005).

- La fougère (*Pteridium aquilinum*)

La surface foliaire de la fougère est constituée de frondes. Ces dernières se développent lentement durant l'hiver mais n'émergent du sol qu'au printemps (Marrs et Watt, 2006, Rasmussen et al., 2003, Gordon et al., 1999). La fougère produit continuellement des frondes durant toute la saison de croissance. Les processus d'émergence et de mortalité des frondes ont été observés en détail par Oikawa et al. (2004) : l'émergence des cohortes successives de frondes peut durer jusqu'au milieu de l'été, les premières mortalités de frondes peuvent se produire dès le début de l'été, et la durée de vie d'une fronde est d'autant plus courte que son émergence a été tardive. Une fois sorties, les frondes croissent rapidement. Selon les conditions climatiques, elles atteignent leur maturité et sont étalées complètement de juillet à septembre (Oikawa et al., 2004, Rasmussen et al., 2003). Les frondes persistent jusqu'aux premières gelées d'octobre-novembre et meurent rapidement (Marrs et Watt 2006, Rasmussen et al., 2003).

- La callune (*Calluna vulgaris*)

Contrairement aux deux espèces précédentes, la callune est une espèce à feuilles persistantes. Sa phénologie foliaire n'est pour ainsi dire pas étudiée en tant que telle. La littérature est avare en informations. Par ailleurs la petite taille des organes foliaires ne facilite pas son observation. Dans peu d'études la date de débourrement est observée directement. L'allongement des nouvelles pousses est utilisé pour dater le débourrement (Gordon et al., 1999) et est, quant à lui, facile à observer. Malheureusement, aucune observation n'est disponible à notre connaissance en ce qui concerne la durée de vie des feuilles, leur sénescence et leur chute.

Les nouvelles pousses apparaissent courant avril-mai (Gordon et al., 1999, Prieto et al., 2009, Milne et al., 2002). Leur croissance dure alors jusqu'au mois d'août avant de se stabiliser (Prieto et al., 2009, Milne et al., 2002).

2.2.2. Méthodes de suivi *in situ* du développement foliaire

2.2.2.1. Datation des stades phénologiques par observation visuelle

La méthode d'observation des stades phénologiques la plus ancienne est l'observation visuelle. Ce type d'observation consiste à surveiller régulièrement le (ou les) végétal (aux) suivi(s) afin de déterminer le jour où un stade phénologique clé donné est atteint.

La notation est faite à l'échelle de la plante entière. Ainsi par exemple, dans le cas des observations phénologiques du réseau Renecofor ([Lebourgeois et al., 2002](#)), le débourrement d'un arbre est noté dès le moment où les bourgeons sont ouverts sur au moins 20 % du houppier et sa sénescence est notée quand le feuillage commence à jaunir sur au moins 20 % du houppier.

Diverses échelles de notation ont été mises au point. Dans le but de normaliser les stades phénologiques et de permettre une meilleure comparaison entre sites et espèces, l'échelle BBCH a été créée ([Bleiholder et al., 1989](#)).

Un stade phénologique foliaire donné est considéré comme atteint par une population d'individus d'une espèce donnée :

- soit lorsqu'un certain pourcentage d'individus a atteint ce stade. Ainsi, par exemple, [Lebourgeois et al. \(2002\)](#) considèrent qu'une parcelle a commencé à débourrer quand 10 % de ses arbres ont débourré et que le débourrement se termine quand la proportion atteint 90 %.
- soit au moment donné par la moyenne des dates où chaque individu a atteint ce stade ([Desprez-Loustau et Dupuis, 1994](#)).

Ces observations fournissent une datation des phénophases d'intérêt, elles ne renseignent pas quantitativement sur les variations saisonnières de la surface foliaire verte.

2.2.2.2. Suivi quantitatif de la cinétique foliaire

Le progrès technologique et la recherche ont permis de mettre au point des techniques d'estimation quantitative du LAI, utilisables pour un suivi ses variations temporelles.

Le LAI peut être mesuré *in situ* de manière directe ou indirecte. [Gower et al. \(1999\)](#) et [Breda \(2003\)](#) ont passé en revue les principales techniques employées et leurs bases méthodologiques. On peut les résumer de la manière suivante :

- Estimation du LAI par mesure directe :
 - o destructive : à partir de mesures de biomasse verte par prélèvement. Ceci nécessite une mesure simultanée sur des échantillons de feuille de chaque espèce de la surface massique foliaire ou SLA (Specific Leaf Area), qui est la surface foliaire verte par unité de masse sèche.
 - o non destructive : à partir de mesures de biomasse foliaire dans des collectes périodiques de litière au sol. Ceci permet de suivre la dynamique de sénescence ou de chute de feuillage. Dans le cas d'espèces à feuilles caduques le cumul annuel des données fournit directement la quantité totale de surface foliaire verte produite dans l'année.
 - o partiellement destructive : à partir de mesures de variables de structure liées à la surface foliaire et faciles à faire (par ex. : diamètre à 1,30 m dans le cas d'arbres) et d'équations allométriques spécifiques de l'espèce et du site (cf. [Porté et al., 2000](#) sur pin maritime). La calibration des équations nécessite des prélèvements de feuillage vert.

- Estimation du LAI par mesure indirecte optique :
 - o les techniques les plus utilisées sont celles mesurant la fraction de trouées directionnelle. Cette dernière est définie comme la fraction de ciel (ou de sol nu) vue par le capteur en visée vers le haut (ou vers le bas).
 - o celles mesurant le rayonnement transmis sous le couvert ou réfléchi par le couvert dans le visible, notamment dans le domaine du PAR (rayonnement photosynthétiquement actif). Des techniques mesurant à la fois dans le visible et le proche infrarouge existent également mais sont moins courantes.

Quelle que soit la technique optique employée, le LAI est estimé par l'inversion de la variable mesurée avec un modèle de transfert radiatif plus ou moins sophistiqué.

Parmi les méthodes de mesure directes du LAI, seules celles par prélèvement de végétal vert permettent un suivi de la cinétique foliaire sur un cycle annuel complet, tandis que les méthodes indirectes optiques le permettent toutes. Les collectes de litières ne renseignent que sur les processus de sénescence et de chute de feuillage. [Bréda \(2003\)](#) donne une illustration de leur utilisation pour quantifier la décroissance du LAI des espèces à feuilles caduques pendant la chute des feuilles. Il est aussi possible de suivre la phénologie foliaire, mais uniquement pour les processus de croissance, grâce à des mesures d'allongement des pousses, qui sont directes et non destructives. Ce type d'observation ne renseigne pas quantitativement sur le LAI, mais permet de dater le débourrement (cf. en §2.1.1.2.2 l'exemple sur la callune de [Gordon et al., 1999](#)).

Les méthodes directes destructives sont certainement les plus précises et fournissent des valeurs reconnues comme référence. Toutefois, elles présentent le désavantage d'être très coûteuses en temps et en main-d'œuvre et d'être destructives. Les méthodes indirectes sont, certes moins précises, mais sont plus faciles et plus rapides d'exécution. Et elles permettent de suivre dans le temps les mêmes échantillons de peuplement végétal.

Les méthodes fondées sur la mesure de fraction de trouée, avec des instruments tels que le DEMON, le LAI-2000, le TRAC, ou la photographie hémisphérique, sont parmi les plus employées. Elles permettent un fort échantillonnage spatial des peuplements végétaux et ainsi de prendre en compte facilement leur hétérogénéité de structure par un déplacement de l'opérateur avec l'instrument. Mais leur mise en œuvre mobilise du personnel et est conditionnée par des exigences météorologiques spécifiques, ce qui peut limiter les possibilités de suivi régulier et à haute fréquence sur un grand nombre de sites.

L'utilisation d'une webcam, méthode développée depuis peu, permet une automatisation du suivi de la phénologie foliaire par photographie traditionnelle (Richardson et al., 2007) et par photographie hémisphérique (Nagai et al., 2010). Cette automatisation permet un suivi plus régulier et plus fréquent.

Par ailleurs, une estimation des variations saisonnières du LAI est également possible par mesure continue de variables de rayonnement fortement liées au LAI telles que la fraction de PAR absorbée (fAPAR) ou intercepté (fIPAR) (Bréda, 2003) et l'indice de végétation NDVI (Normalised Difference Vegetation Index, qui est le rapport de la différence entre les réflectances dans le rouge et le proche infrarouge sur leur somme) (Pontailier et al., 2003). Cela met en œuvre des capteurs mesurant le rayonnement incident, transmis, absorbé ou réfléchi dans les bandes de longueurs d'onde concernées. Ces techniques ont l'avantage de permettre un suivi automatique à haute fréquence.

L'analyse de la cinétique annuelle du LAI permet de fournir des métriques indicatrices de stades clés de la phénologie foliaire. Elle se fait généralement grâce à une modélisation de la trajectoire saisonnière du LAI observé. Cette modélisation peut être paramétrique (ajustement statistique d'une fonction mathématique définie au préalable) ou non paramétrique (lissage et filtrage temporel). L'analyse n'est pas toujours pratiquée sur les valeurs estimées de LAI. Elle peut être faite directement sur la trajectoire temporelle des variables de rayonnement : voir par exemple Serbin et al., 2009 qui exploitent des données de fIPAR, et Nagai et al., 2010 de NDVI. Le même type d'approche est utilisé pour le suivi de la phénologie par télédétection (cf. plus loin §2.2.3.3 et Figure 2.14 et 2.15).

Dans le cas des peuplements de pin maritime de la forêt landaise, les études visant à caractériser finement la cinétique annuelle du LAI par méthode optique sont peu nombreuses. Aucune n'a été faite sur la végétation du sous-bois. Quant à celles sur l'étage de pin, elles se résument pratiquement aux travaux méthodologiques de Guyon et al. (2003).

2.2.2.3. Aperçu des méthodes d'estimation du LAI par mesure de fraction de trouées

Ces méthodes ont largement été décrites et comparées dans [Bréda \(2003\)](#), [Demarez et al. \(2008\)](#), [Garrigues et al. \(2008\)](#), [Gower et al. \(1999\)](#), [Jonckheere et al. \(2004\)](#) et [Weiss et al. \(2004\)](#).

Les plus employées sont celles fondées sur des capteurs multidirectionnels où la fraction de trouée est mesurée simultanément sur une large gamme d'angles azimutaux (0-360°) et zénithaux de visée (~0-70°) : LAI2000 et photographie hémisphérique. La photographie hémisphérique s'est popularisée récemment, de simples appareils photographiques numériques pouvant acquérir de nombreuses images à très haute résolution. De plus, son emploi ne nécessite pas la mesure du rayonnement incident au-dessus du couvert contrairement aux autres instruments. Sa possibilité d'être utilisée en visée vers le sol facilite l'étude de couverts très bas.

Les capteurs comme le TRAC ou le DEMON qui mesurent la fraction de trouées dans la direction du soleil en condition d'éclairement direct sont moins utilisés. La gamme d'angles zénithaux et azimutaux explorée est restreinte et variable au cours de la journée et des saisons, car tributaire de la course du soleil. Ceci peut affecter la précision des estimations de LAI, notamment en cas d'anisotropie ou de forte hétérogénéité du couvert forestier ([Guyon et al, 2003](#)).

Quelle que soit la technique, la fraction de trouées mesurée peut être transformée en LAI effectif, c'est-à-dire la valeur de LAI qu'aurait le couvert si le feuillage était distribué aléatoirement dans le volume de la canopée. En fait, le feuillage est souvent agrégé à différentes échelles : pousse, plante, peuplement. Cette agrégation dépend de l'architecture de la plante et l'organisation spatiale du peuplement, mais est aussi fonction de la direction de la mesure de la fraction de trouée. De nombreux travaux ont été faits pour caractériser un indice d'agrégation permettant de passer du LAI effectif au LAI « vrai » (par ex. : [Leblanc et al., 2005](#)). Pour cela on peut exploiter l'information sur la distribution de la taille des trouées. Celle-ci est accessible avec le TRAC, le DEMON ou la photographie hémisphérique, mais pas avec le LAI2000, qui moyenne les variations azimutales de la fraction de trouée et en fournit alors une seule valeur par classe d'angle zénithal. Par ailleurs, la fraction de trouées et ses variations directionnelles dépendent aussi de la fonction de projection des feuilles qui est fonction de leur distribution angulaire. Il est alors nécessaire de faire des hypothèses sur cette dernière à défaut d'information précise. Cependant cette fonction de projection est égale à 0,5 pour un angle zénithal de 57,5° quelle que soit la distribution angulaire du feuillage. Une solution est donc de n'exploiter que les mesures de fraction de trouées faites à cet angle. Elle n'est pas forcément idéale pour faire une estimation locale du LAI. En effet, dans le cas de hauts arbres la portée spatiale du capteur à l'angle de 57,5° est élevée (par exemple pour des arbres de 20 m, elle est de ~31 m) et les arbres qui contribuent à la fraction de trouées mesurée à cet angle sont donc très éloignés du point de mesure.

La photographie hémisphérique numérique (ou DHP pour Digital Hemispherical Photography) apparaît comme une technique commode d'emploi et assurant une estimation assez précise du LAI d'un grand nombre de formations végétales allant des cultures céréalières aux arbres forestiers (Demarez et al., 2008, Garrigues et al., 2008, Jonckheere et al., 2004). Cette technique utilise un appareil photo numérique équipé d'une lentille « Fish-eye ». Une analyse d'images est faite pour classer chaque pixel d'une même image selon qu'il est dans une trouée (ciel en cas de visée vers le haut, sol nu en cas de visée vers le bas) ou occupé par du végétal. Cela sert à calculer la fraction de trouées par classe d'angles zénithal et azimutal. Cette fraction de trouées directionnelle permet, ensuite, d'estimer le LAI. Les logiciels libres d'analyse d'images hémisphériques CAN_EYE (Demarez et al., 2008), GLA (Frazer et al., 2012) et CIMES (Walter, 2012) font partie des plus utilisés pour faire ces traitements.

On trouvera au chapitre 3 (§ 3.1.2) une information plus détaillée sur la méthode : technique, conditions de mesure, limitations, principes de l'analyse des images, modèle liant la fraction de trouées au LAI.

Ces méthodes, en fait, ne fournissent pas un véritable LAI, mais plutôt un indice de surface de plante ou PAI (Plant Area Index), car la mesure de fraction de trouées prend en compte tous les éléments végétaux qui interceptent le rayonnement, chlorophylliens (feuilles et autres organes verts) ou non (troncs, rameaux, feuilles sénescentes...). La photographie hémisphérique en couleur faite en visée vers le sol permet cependant de séparer, lors du traitement de l'image préalable au calcul de la fraction de trouées, les organes végétaux verts des autres et donc d'estimer un indice de surface de végétation verte ou GAI (Green Area Index) (Baret et al., 2010), qui renseignera mieux sur le développement foliaire que le PAI.

2.2.3. Observation satellitaire

Depuis près de 40 ans la surface terrestre est l'objet d'une observation régulière par des capteurs imageurs embarqués par satellite. Ce fut d'abord le lancement de satellites dédiés à la prédiction et la surveillance de la météorologie (METEOSAT, NOAA, etc.) à faible résolution spatiale et ensuite celui de satellites dédiés à l'observation de la surface terrestre (Landsat, SPOT, ...) à haute résolution.

Les données issues de ces types de satellites possèdent un potentiel significatif pour l'observation de la végétation terrestre et de sa dynamique temporelle. En effet, les capteurs de ces satellites ont en commun la capacité de mesurer le rayonnement solaire réfléchi dans les deux domaines de longueurs d'onde clés pour caractériser la quantité de surface foliaire verte ou de biomasse verte : le visible (400 à 700 nm) et le proche infrarouge (700 à 1 500 nm).

2.2.3.1. Contribution de végétation du sous-bois dans la réflectance du couvert forestier

La réflectance est mesurée au-dessus de la canopée. Elle intègre tous les échanges de rayonnement solaire au sein du couvert de son sommet jusqu'au sol. Si pour les cultures annuelles, présentant une seule strate de végétation, la réflectance mesurée renseigne directement sur les végétaux étudiés, il en va différemment du milieu forestier. En effet, il s'agit d'un milieu complexe constitué d'au moins 2 strates de végétation, le sous-bois et la strate arborée, étagées sur une hauteur allant jusqu'à plusieurs dizaines de mètres, 2 à 2,5 dans le cas du pin maritime en forêt landaise.

Souvent, les estimations du LAI de forêt à partir de données satellitaires ignorent la variabilité spatiale et temporelle de la réflectance du sous-bois et ne considèrent véritablement que le rôle de la structure de la strate d'arbres dans la réflectance du peuplement.

Ces hypothèses sont particulièrement critiques en forêt boréale (Eriksson et al., 2006 , Kobayashi et al., 2007, Rautiainen et al., 2007). En effet dans ces forêts le couvert arboré est assez éparé avec un taux de recouvrement peu élevé. Les caractéristiques du sous-bois y jouent donc un rôle central dans la réflectance mesurée par satellite et ses variations saisonnières et spatiales. De plus le sous-bois peut représenter une part importante du LAI total. Par exemple, Bond-Lamberty et al. (2002) observent au Canada que cette part est généralement supérieure à 40 %. Egalement, comme le montrent Rautiainen et al. (2011) et Heiskanen et al. (2012), en Finlande, la composition floristique du sous-bois peut varier fortement spatialement avec la fertilité du site, tout comme le profil saisonnier de son taux de couvert et de son LAI. Et dans ces conditions, ces derniers auteurs observent une grande variabilité des trajectoires saisonnières de la réflectance du sous-bois dans et entre les différents types de sous-bois ; celle-ci est maximale en été. Hu et al. (2000) montrent alors sur un peuplement d'épicéa noir au Canada que prendre en compte la variabilité spatiale de la réflectance du sous-bois au lieu de la considérer uniforme améliore l'estimation du LAI des arbres à partir de mesures de réflectance au-dessus des arbres : le coefficient de détermination R^2 entre LAI observé et LAI « télédétekté » passe de ~0,3 à ~0,8. Eriksson et al. (2006), en travaillant de façon différente sur des peuplements de feuillus (chêne, bouleau et hêtre) et de conifères (pin sylvestre et épicéa) en Suède, à savoir en supprimant l'effet du sous-bois dans la réflectance satellitaire par modélisation, obtiennent de meilleures relations entre le LAI mesuré des arbres et les réflectances corrigées dans le rouge (R^2 passe de 0,03 à 0,36) et le proche infrarouge (R^2 passe de 0,13 à 0,25). Enfin, la dynamique saisonnière du signal de réflectance dépend de la fertilité du site qui conditionne le type de sous-bois et le développement et la croissance de la végétation de toutes les strates, comme l'ont montré (Nilson et al., 2008, Rautiainen et al., 2007, Rautiainen et al., 2009) en Estonie et en Finlande.

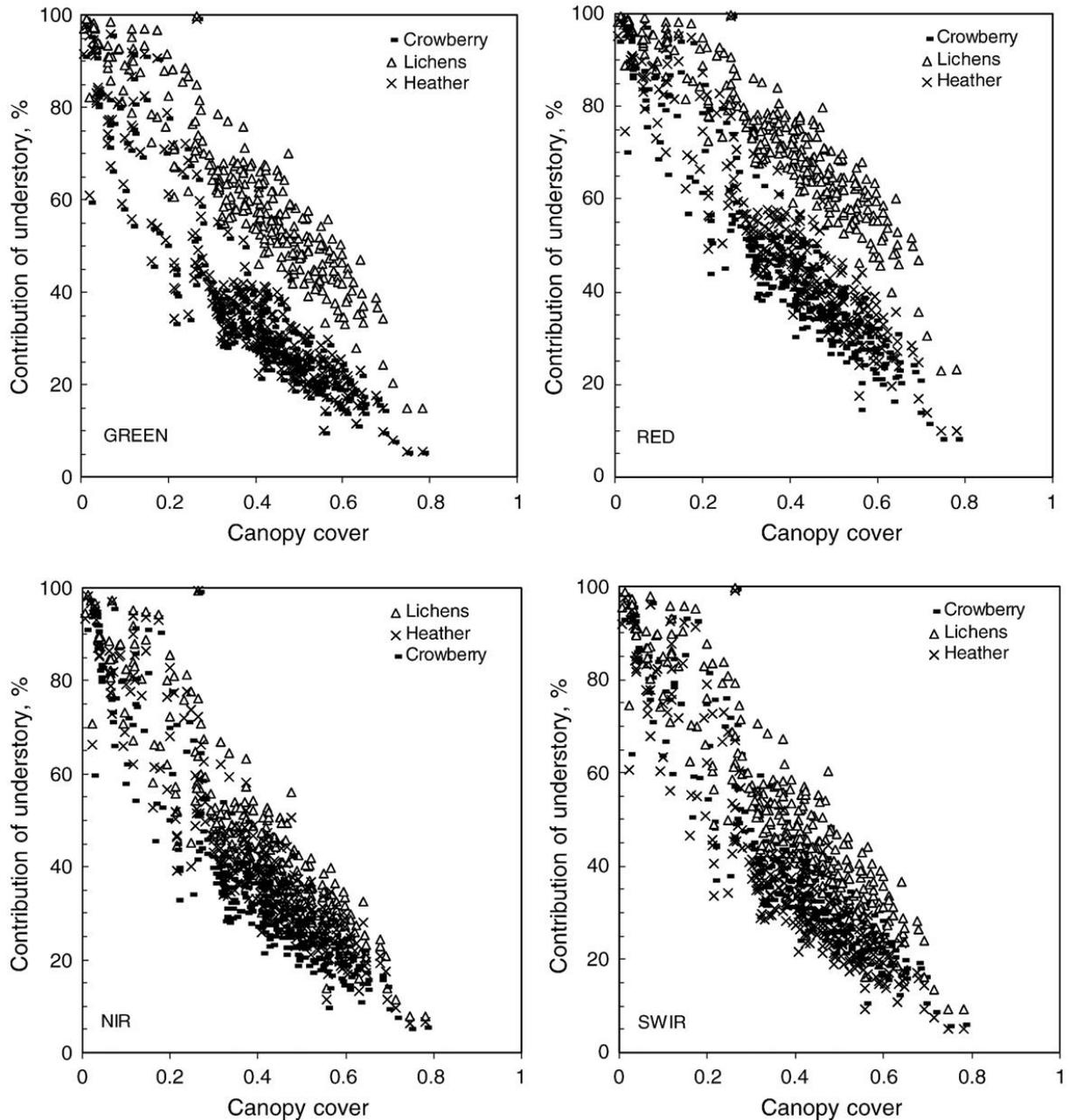


Figure 2.12 : Contribution (en pourcentage) de la réflectance du sous-bois à la réflectance totale d'un peuplement dominé par le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) en fonction de la fraction de couvert (Rautiainen et al., 2007).

La fraction de couvert est égale à $1 - f_c$, où f_c est la fraction de trouées du couvert des arbres. Cette dernière correspond à la moyenne des fractions de trouées mesurées pour les angles zénithaux allant de 0 à 13°.

Trois types de sous-bois sont testés ; un dominé par la callune (*Calluna vulgaris*) (Heather dans la légende), un par la caramine noire (*Empetrum nigrum*) (Crowberry dans la légende) et un par les lichens du genre *Cladonia*.

Longueurs d'onde du Vert (Green), rouge (red), proche infrarouge (NIR), et moyen infrarouge (SWIR).

De manière générale la contribution du sous-bois au signal de télédétection est d'autant plus importante que le couvert forestier est ouvert et elle est dépendante du type de végétation en sous-bois (Figure 2.12). Cela n'a pas été montré qu'en forêt boréale (Eriksson et al., 2006, Rautiainen et al., 2007), où les études sont les plus nombreuses, mais aussi en forêt tempérée (Spanner et al., 1990, Guyon et al., 2001). Dans le cas des peuplements de pin maritime de la forêt landaise, Guyon et al., 2001 ont étudié l'impact du sous-bois dans leur réflectance sur la base de simulations de la réflectance et d'observations avec le capteur satellitaire Landsat TM. Ils ont montré que la variabilité de la réflectance du sous-bois représente une grande part de la variabilité de la réflectance du couvert, en particulier dans le rouge. Cette contribution du sous-bois n'est pas négligeable même lorsque que le taux de recouvrement par les houppiers de pin est fort. Une réduction du LAI par débroussaillage du sous-bois peut entraîner un changement de réflectance supérieur à celle induite par un enlèvement d'arbres par une coupe d'éclaircie.

Cette forte contribution du sous-bois au signal télédétection n'est pas nécessairement une gêne mais plutôt une source d'informations potentielle que l'on peut chercher à exploiter dans l'utilisation de données satellitaires à forte fréquence temporelle, comme par exemple celles issues des capteurs MODIS ou VEGETATION. Les objectifs peuvent être d'estimer les changements saisonniers de LAI du sous-bois (Pisek et al., 2012), ou d'améliorer la précision de l'estimation du LAI sur l'ensemble des strates de végétation (Heiskanen et al., 2012), ou encore de cartographier les types de végétation du sous-bois ou renseigner sur la fertilité des sols.

Entreprendre de telles études sur la forêt landaise nécessite de disposer de bases de données bien documentés sur le sous-bois par des observations *in situ* le long du cycle phénologique sur les différents types de lande : LAI, taux de couvert, composition en espèces et propriétés optiques du feuillage en particulier.

2.2.3.2. Quels capteurs ?

Comme le résume la Figure 2.13 on a :

- d'un côté des capteurs satellitaires (Landsat TM, HRV Spot, PLEIADES, etc.) fournissant en routine des données de manière épisodique ou à faible fréquence (toutes les 2 à 3 semaines), sur une fauchée limitée (20 à 200 km), mais une résolution spatiale forte (de moins d'un mètre à plusieurs dizaines de mètres). Leur principale limite, pour étudier la dynamique saisonnière de la végétation à une échelle régionale ou supérieure, est leur faible répétitivité en tout point du territoire.

Les capteurs à très haute résolution spatiale (<2,5 m), comme PLEIADES (le premier a été lancé fin 2011), lancés sur des constellations de plusieurs satellites permettent d'assurer une haute fréquence de revisite à la demande, mais sur des sites de faible étendue. Les deux satellites Sentinel-2 de l'ESA dont le premier devrait être lancé en 2014 devraient permettre de couvrir toute la surface terrestre avec une fréquence de 5 jours et une résolution de 10-20 m.

- d'un autre côté, ceux fournissant des données à très grande fréquence temporelle (une à plusieurs fois par jour), sur une large fauchée (plusieurs milliers de km ou plus) mais une médiocre résolution spatiale (de 250 m à plusieurs km). La surface terrestre est observée dans sa totalité au moins une fois par jour. Cette fréquence d'observation est pertinente dans le cadre d'un suivi de la phénologie des plantes, et plus particulièrement du développement foliaire, qui est un processus particulièrement rapide s'étudiant de l'échelle du jour à la semaine.

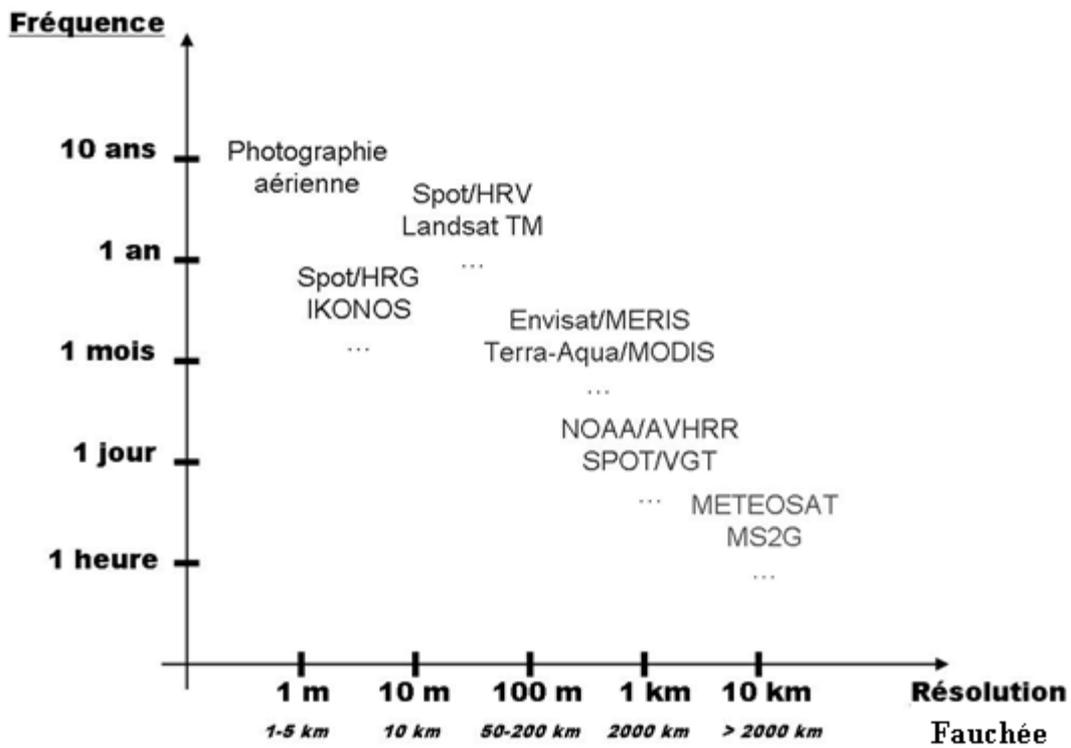


Figure 2.13 : Compromis entre résolution spatiale et temporelle des instruments de télédétection.

Les capteurs les plus utiles pour des analyses des variations intra-régionales de la dynamique temporelle de la végétation sont donc actuellement ceux à moyenne résolution (250 m à 1 km), comme AVHRR (satellites NOAA) depuis 1981, VEGETATION (SPOT) depuis 1998 et MODIS (Terra et Aqua) depuis 2000. Pour ces trois types de capteurs, on dispose maintenant de longues séries temporelles de données issues de prétraitements homogènes : une trentaine d'années de données pour AVHRR, une dizaine pour VEGETATION et une dizaine pour MODIS. Il s'agit de produits plus ou moins élaborés : réflectance au sol, indices de végétation, LAI, fAPAR, etc. Cependant, les jeux de données AVHRR actuellement produits n'ont pas une résolution meilleure que 4 km (produits LTDR, [Pedely et al., 2007](#)). La série complète (c'est-à-dire toutes les années depuis 1998) des produits de réflectance au sol issu de VEGETATION (du type de Cyclopes, [Baret et al., 2007](#)) n'est disponible que depuis fin 2011. Ces données apparaissent donc aussi comme un excellent outil pour faire des études rétrospectives sur l'évolution à long terme des écosystèmes au sein de larges régions.

Cependant chaque pixel, dont la taille est souvent supérieure à une parcelle forestière, peut englober des types variés d'occupation du sol ou de couvert végétaux.

2.2.3.3. Quelles Méthodes ?

- Les prétraitements des séries temporelles

Ces capteurs à moyenne résolution fournissent quotidiennement des mesures de luminance au sommet de l'atmosphère. Ces données ne sont pas utilisées telles quelles. Des prétraitements préalables, géométriques et radiométriques, sont réalisés. Le principe peut se résumer de la manière suivante. Les données contaminées par les nuages et éventuellement par la neige sont filtrées. Les effets atmosphériques sont atténués ou corrigés. Les effets directionnels sont minimisés ou normalisés ; ils peuvent être forts du fait des variations saisonnières de la position du soleil et des variations d'une date à l'autre de la direction de visée du capteur. Pour cela les données sont traitées pixel par pixel sur une fenêtre temporelle mobile suffisamment longue pour que la probabilité qu'elle contienne un minimum de jours sans nuage ne soit pas trop faible. Le traitement fournit à la date centrale de la fenêtre une réflectance au sol qui est une valeur composite qui combine les observations sur une séquence de plusieurs jours, et donc non instantanée. L'intervalle de temps entre chaque fenêtre successive est constant. Il dépend du capteur et du type de traitement : de 8 à 16 jours généralement. On obtient alors une série temporelle de réflectance avec à chaque date échantillonnée un indicateur de qualité. A titre d'exemple on peut citer [Hagolle et al. \(2005\)](#) et [Baret et al. \(2007\)](#) qui présentent les types de prétraitements classiquement pratiqués sur les séries de données VEGETATION.

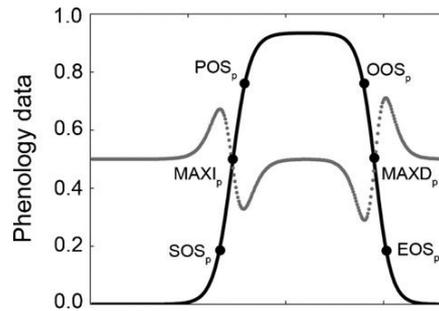


Figure 2.14 : Exemple d'estimation des métriques phénologiques à l'aide d'une modélisation logistique double (Garrity et al., 2011).

La courbe noire présente le modèle. Les métriques phénologiques SOS, jour du début de la saison de végétation, POS, jour du pic de la saison de végétation, OOS, jour du début de la phase de sénescence et EOS, jour de la fin de la saison de végétation, sont identifiées comme étant les pics de la dérivée seconde des phases de croissance et de décroissance de la courbe. Les métriques MAXI, jour du maximum de croissance, et MAXD, jour du maximum de sénescence, sont estimés directement à partir des paramètres de la courbe. MAXI correspond au point d'inflexion de la phase de croissance et MAXD à celui de la phase de décroissance.

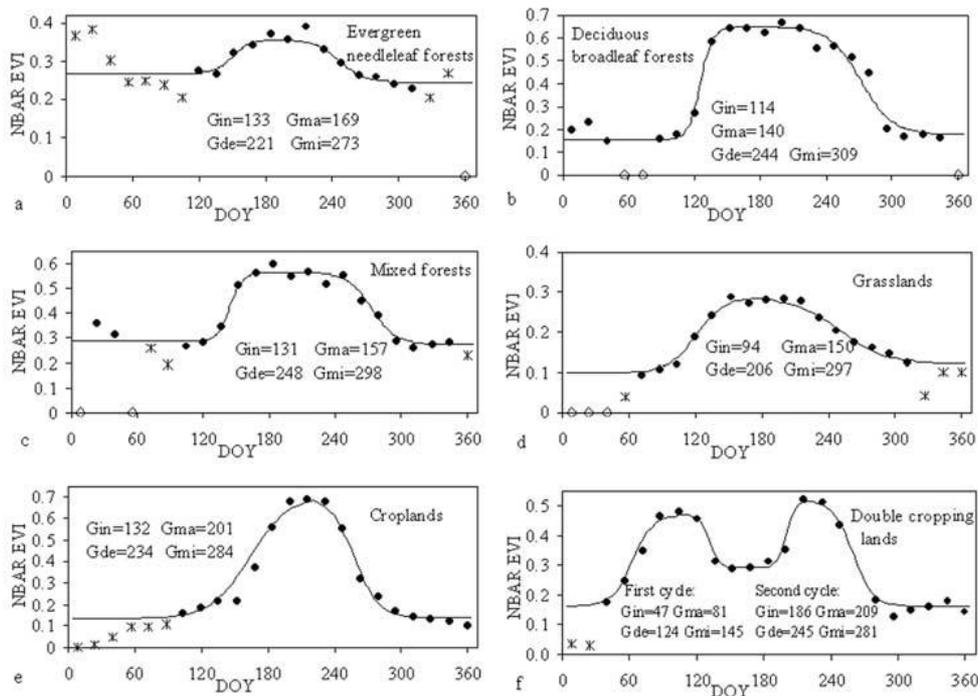


Figure 2.15 : Exemple d'estimation de métriques phénologiques à partir de la modélisation d'observations phénologiques (ici, l'indice EVI) sur différents types de couverts végétaux (Zhang et al., 2006).

Les métriques phénologiques sont estimées à partir de la méthodologie présentée Figure 2.14 telles que :

- Gin, le jour du début d'accroissement de la surface verte correspond à SOS
- Gma, le jour où le maximum de surface verte est atteint correspond à POS
- Gde, le jour du début de la diminution de la surface verte correspond à OOS
- Gmi, le jour où le minimum de surface verte est atteint correspond à EOS

- Les variables

Il est possible d'analyser directement la phénologie des réflectances, mais il est plus courant d'utiliser des indices combinant les réflectances dans plusieurs longueurs d'onde. Il s'agit notamment des indices tels que le NDVI (par ex. : Fisher et Mustard 2007, Soudani et al., 2008, Zhou et al., 2001, Myneni et al., 1997), l'EVI (par ex.: Zhang et al., 2003, Ganguly et al., 2010) ou le PVI (par ex. : Guyon et al., 2011), qui utilisent les réflectances dans le rouge et le proche infrarouge. Il y a aussi les indices comme le NDWI (par ex. : Delbart et al., 2005, Xiao et al., 2004), qui utilisent aussi la réflectance moyen infrarouge qui est accessible avec VEGETATION ou MODIS. Ces derniers sont en particulier précieux pour séparer l'effet de la fonte des neiges de celui du démarrage de la végétation (Delbart et al., 2006).

Enfin, il est possible de travailler avec des produits plus élaborés donnant des estimations du fAPAR ou même du LAI (Baret et al., 2007, Myneni et al., 2002). Il existe même des produits donnant des estimations toutes faites des métriques phénologiques comme le début ou la fin de saison de la végétation (Ganguly et al., 2010).

- Les métriques phénologiques

La cinétique saisonnière du signal de télédétection (réflectance, indice de végétation, variables biophysiques qui en sont dérivés comme le LAI) renseigne sur ce qu'on peut appeler la phénologie de surface, c'est-à-dire de la dynamique saisonnière de l'ensemble des couverts végétaux qui composent le pixel. Cette dynamique inclut bien sûr la phénologie, la croissance foliaire et l'effet de stress hydriques accidentels, mais aussi l'effet de perturbations d'origine sylvicole ou accidentelle comme les coupes forestières ou les incendies ou les tempêtes ou encore une attaque généralisée par un ravageur.

Tout comme pour le LAI observé *in situ*, la phénologie de surface satellitaire peut être caractérisée par modélisation de la trajectoire annuelle du signal. Des métriques peuvent en être dérivées : indicatrices des dates phénologiques clés ou indicatrices de la productivité. Comme déjà évoqué précédemment, deux types de modélisation sont pratiqués : par ajustement statistique d'un modèle de variation saisonnière prédéfini (souvent une fonction logistique double, voir par ex. : Fisher et al., 2006, Zhang et al., 2003) ou par lissage et filtrage temporel (par exemple, filtre de Savitzky et Golay, Jonsson et Eklundh, 2004).

Les métriques phénologiques proprement dites sont les dates indicatrices d'une transition sur la courbe modélisée : date où est atteinte une valeur seuil (Gibelin et al., 2006, Delbart et al., 2005), ou date correspondant à un point critique tel qu'un changement de courbure (Zhang et al., 2003), un point d'inflexion (Fisher et Mustard, 2007). Un exemple de caractérisation de métriques sur une fonction logistique double est donné en Figure 2.14. La Figure 2.15 présente des exemples des résultats qu'une telle méthodologie permet d'obtenir.

Les métriques de productivité sont par exemple les valeurs des maximales, des minimales, des intégrales de la courbe entre deux dates clefs (Wessels et al., 2011, Jonsson et Eklundh, 2004).

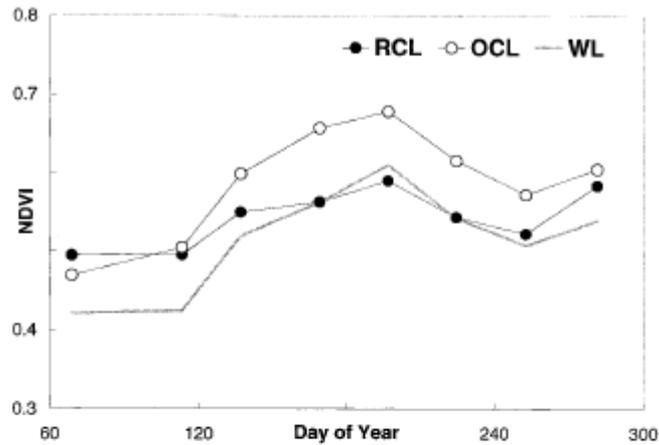
2.2.3.4. Application au suivi de la phénologie

Moulin et al. en 1997 présentaient l'intérêt des données AVHRR pour suivre la phénologie foliaire de manière quantitative à l'échelle mondiale sur une année. Myneni et al. (1997), la même année, montraient, en plus de la dimension spatiale, l'intérêt temporel des données AVHRR. Ils ont révélé la réalité des changements phénologiques globaux en réponse au changement climatique sur les régions septentrionales de l'hémisphère nord à partir d'une série de 10 ans de données AVHRR : début de saison plus précoce et fin plus tardive, augmentation de la productivité. Depuis, les études sur le suivi de la phénologie par télédétection se sont multipliées non seulement à l'échelle du globe mais aussi à l'échelle régionale. De nombreux développements méthodologiques ont alors été faits sur le sujet.

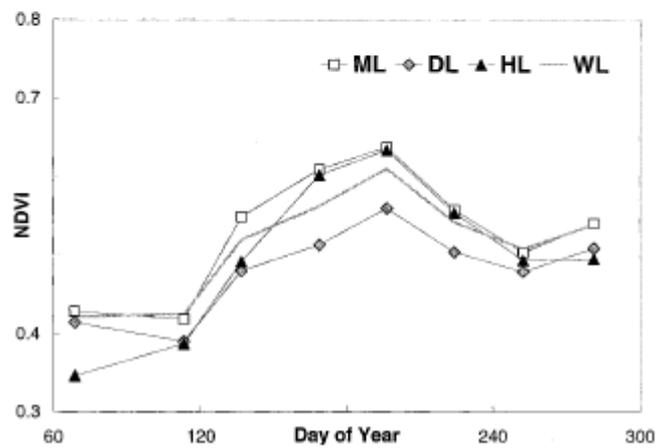
L'usage de séries de données à moyenne résolution a été exploré pour la datation phénologique (départ, fin, longueur de la saison de végétation) et la caractérisation des variations spatiotemporelles de la phénologie à court et long termes (Duchemin et al., 1999c, Zhou et al., 2001, Zhang et al., 2003, Delbart et al., 2005, Fisher et Mustard, 2007, Maignan et al. 2008, Soudani et al., 2008, Guyon et al., 2011, par exemple). Les éventuelles anomalies de la phénologie de surface mesurée par satellite causées par des perturbations du développement foliaire sont aussi étudiées, notamment celles causées par une sécheresse extrême. Ainsi, par exemple les zones touchées en France par la vague de chaleur de l'été 2003 montraient une baisse anormale des indices de végétation dès la fin du mois d'août (par ex. : NDVI dans Lobo et al., 2010, et PVI dans Guyon et al., 2006).

Beaucoup de travaux ont été faits sur les forêts à feuilles caduques. Les données de télédétection y capturent relativement bien la reprise du développement foliaire au printemps. Ainsi, par exemple, les travaux de Soudani et al. (2008) sur chêne et hêtre, et de Delbart et al. (2005) sur bouleau et mélèze indiquent des écarts entre dates prédites par télédétection et celles observées au sol relativement peu élevés : erreur quadratique moyenne (RMSE) de 8 à 12 jours, biais inférieur à 3-4 jours. Pour les forêts de conifères à feuillage persistant, le suivi de leur phénologie paraît difficile, du moins en Scandinavie, la variation intra-annuelle en biomasse verte étant trop peu prononcée (Jonsson et al., 2010).

Cependant, certaines publications (Ahl et al., 2006, Wang et al., 2005) constatent en forêt feuillue tempérée une anticipation de l'augmentation au printemps du LAI ou du faPAR satellitaires par rapport à celui mesuré sur les arbres au sol. Ceci peut être attribué au fait que l'on met en comparaison une observation *in situ* très locale avec une observation satellitaire sur une surface plus grande qui intègre éventuellement un couvert hétérogène ou d'autres types de couverts. Mais un autre facteur explicatif est la présence d'une végétation en sous-bois qui contribue comme les arbres au-dessus à la phénologie observée par satellite et que celle-ci a un développement foliaire plus précoce que les arbres (Ahl et al., 2006).



(a)



(b)

Figure 2.16 : Evolution temporelle du NDVI mensuel moyen sur différents types de lande de la forêt landaise (Duchemin et al., 1999b).

A) Les dunes

La dynamique saisonnière du NDVI de la dunaire littorale (RCL) présente une faible amplitude par rapport à celle de l'ensemble du massif (WL). OCL est en vieille dune (type biogéographique peu représenté dans le massif).

B) Les trois types de landes : HL= humide, ML= mésophile et DL= sèche.

Les trois dynamiques saisonnières du NDVI ont une forte amplitude, au contraire de la dune littorale. Cette amplitude est plus forte pour la lande humide et la plus faible pour la lande sèche. Cette dernière a les valeurs de NDVI globalement les plus faibles.

Le NDVI a été moyenné sur les années 1988 à 1990. Il est issu de données AVHRR.

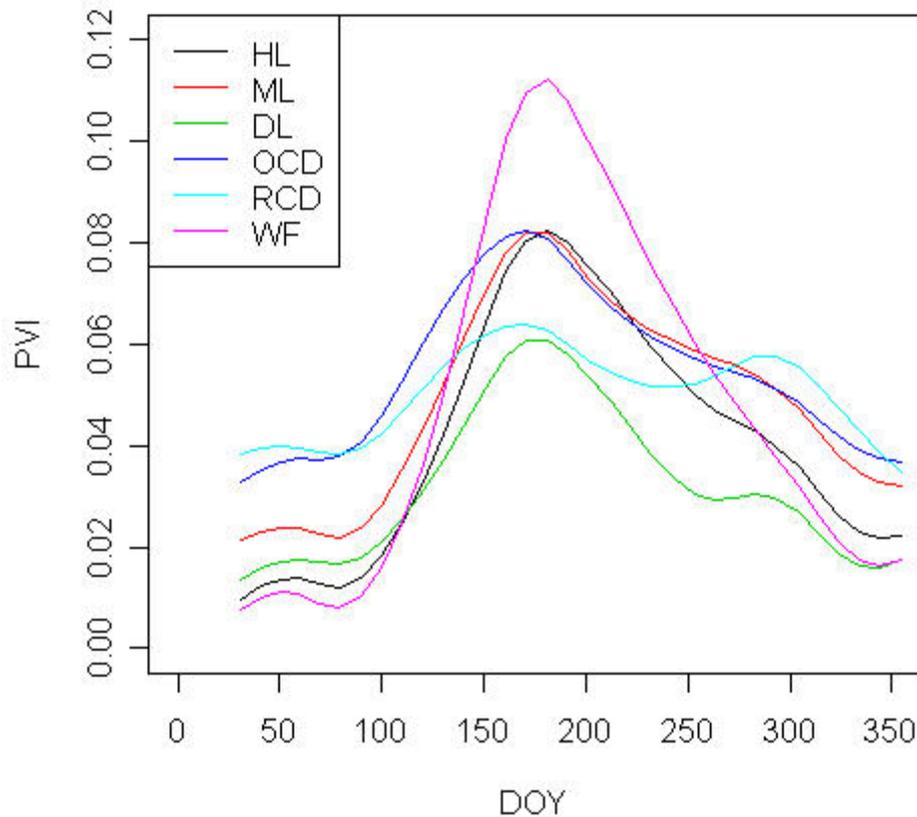


Figure 2.17 : Evolution temporelle de l'indice de végétation PVI en 2003 sur différents types de lande de la forêt landaise (Guyon et al., 2006).

La dynamique saisonnière du PVI de la lande dunaire littorale (RCD) présente une faible amplitude par rapport aux autres dynamiques saisonnières. OCD est en vieille dune (type biogéographique peu représenté dans le massif).

Les trois types de landes, à savoir humide (HL), mésophile (ML) et sèche (DL), quant à eux, présentent une dynamique saisonnière marquée. Cette amplitude est plus forte pour la lande humide et la plus faible pour la lande sèche. Cette dernière a les valeurs de PVI globalement les plus faibles.

WF= zones sinistrées tempête 1999

La trajectoire saisonnière du PVI montrée dans la figure est modélisée selon une approche non paramétrique. Celle-ci estime le PVI propre à la surface en pin maritime dans chaque pixel selon une procédure de désagrégation fondée sur la covariance entre dates du PVI observé et le lisse temporellement. Les données sont issues du capteur VEGETATION.

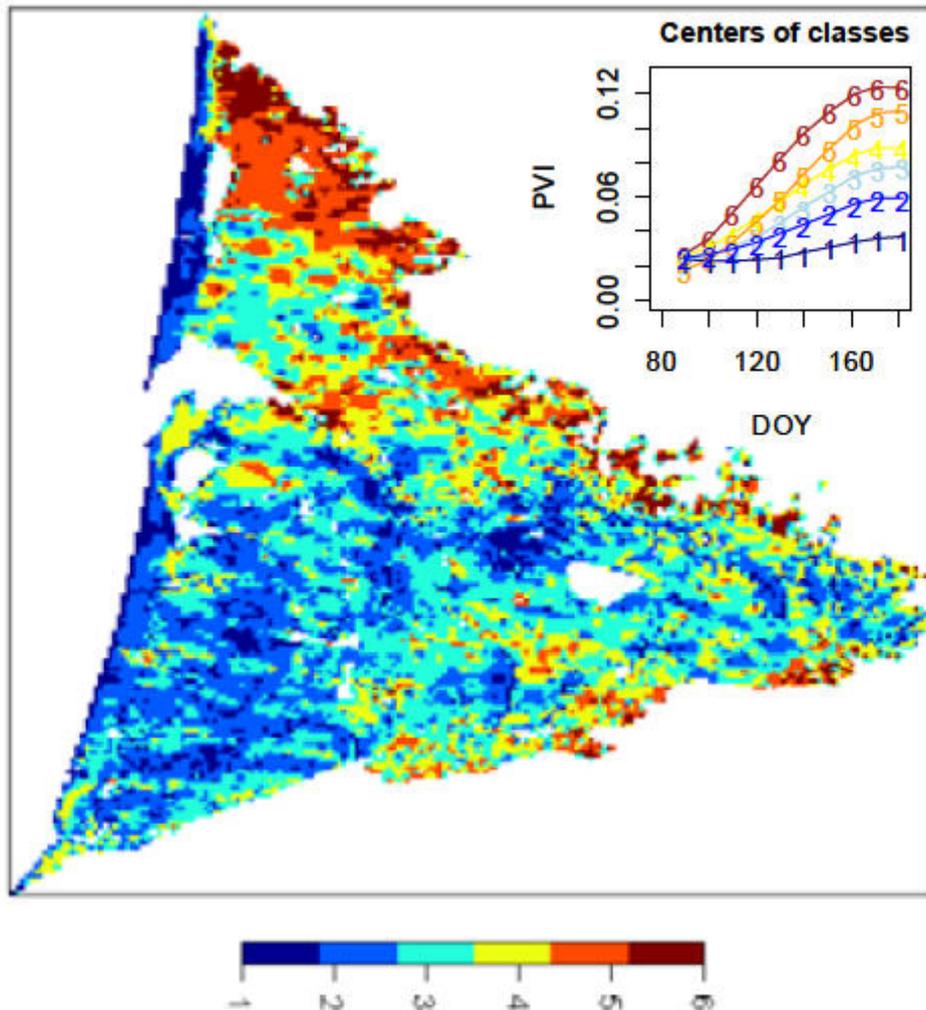


Figure 2.18 : Cartographie de la dynamique saisonnière du PVI des surfaces en pin maritime du 1^{er} avril au 1^{er} juillet 2003 sur le massif landais (Guyon et al., 2006).

Les plus faibles dynamiques saisonnières (bleu foncé) se retrouvent au niveau de la dune littorale et dans les zones considérées comme étant majoritairement de la lande sèche (autour des cours d'eau cf. Figure 2.2 et, cf. carte de Rey (1948) Figure 2.9).

La plus forte dynamique saisonnière du PVI (rouge/orange) s'observe au nord du massif landais, zone fortement frappée par la tempête Martin en 1999. Elle recouvre une grande surface forestière en recomposition avec un faible recouvrement par les arbres, donc où l'influence du sous-bois est importante.

Les données de PVI sont issues du capteur VEGETATION. La cartographie résulte d'une classification par la méthode k-means appliquée aux trajectoires saisonnières du PVI modélisées selon la procédure donnée en Figure 2.17.

2.2.3.5. Application à la cartographie de types de végétation

Le comportement phénologique observable par satellite spécifique de types de végétation peut être utile à leur cartographie.

Le suivi de la cinétique des données de télédétection à moyenne résolution permet de discriminer grossièrement certains types de végétation où les espèces ou groupements d'espèce ont des phénologies foliaires très contrastées, à savoir de différencier les conifères des feuillus et les ligneux des non ligneux (DeFries et al., 1995). Une cartographie plus fine des types de forêts est même possible : espèces feuillues et résineuses pures et mélanges d'espèces (Xiao et al., 2002 à partir de données VEGETATION). Une classification de l'occupation du sol de bonne qualité par rapport à celle fournie par la base de données d'occupation du sol Corine Land Cover à haute résolution spatiale peut être obtenue (Han et al., 2004), à partir d'image VEGETATION. Vina et al. (2008) montrent que la variabilité saisonnière d'observations MODIS permet de cartographier les zones d'habitat potentielles du panda géant aussi bien qu'avec une seule image d'été à haute résolution Landsat TM. Enfin, autre exemple, la distribution des différents types de biomes peut être modélisée à partir de données AVHRR avec au moins autant d'efficacité qu'à partir de modèles fondés sur le climat (Wessels et al., 2011).

A l'échelle régionale, le suivi de la cinétique des données de télédétection à moyenne résolution peut se révéler particulièrement pertinent pour cartographier la végétation du sous-bois.

Ainsi, Tuanmu et al. (2010) ont cartographié deux espèces de bambou en sous-bois dans une réserve naturelle de Chine à l'aide de métriques phénologiques issues de MODIS et d'un modèle numérique de terrain.

En ce qui concerne le massif landais de pin maritime, l'utilisation de la phénologie satellitaire paraît prometteuse pour cartographier les différents types de landes. Duchemin (1999a) et Duchemin et al., (1999b) avaient observé les trajectoires saisonnières du NDVI mesuré avec AVHRR sur plusieurs sites en dune, en lande sèche, mésophile et humide. Ils avaient noté que ces trajectoires montraient des différences nettes et cohérentes avec le type de végétation du sous-bois, avec notamment une opposition entre sites à sous-bois à feuillage caduque et sites à sous-bois à feuillage pérenne (Figure 2.16). De plus Duchemin (1998) avait fait une classification par nuées dynamiques d'une série décennale multia-annuelle (5 ans : 1989-1994) de données de NDVI issue d'AVHRR. La carte résultante sur l'ensemble des pixels du massif landais boisés à plus de 75 % montrait une forte structuration spatiale avec une certaine cohérence avec la répartition régionale des types de landes comme celle de Rey (1948), (cf. Figure 2.9). En effet, y étaient particulièrement mises en évidence les zones dans le voisinage des cours d'eau, donc vraisemblablement en lande sèche. Ce possible intérêt de la cinétique saisonnière des données à moyenne résolution pour cartographier les types de lande a été confirmé par Guyon et al. (2006) (Figures 2.17 et 2.18) sur la base d'une modélisation non paramétrique de la structure saisonnière de l'indice de végétation PVI observé par le capteur VEGETATION durant une année. Toutefois, en l'absence de données in situ sur le type de lande, les méthodes n'ont pas pu être calibrées ou validées. Ces travaux demandent à être approfondis sur la base d'observations quantitatives de terrain sur la phénologie foliaire des pins et du sous-bois et sur la contribution de chacune des deux strates dans la dynamique saisonnière du LAI total du peuplement dans les trois types de lande.

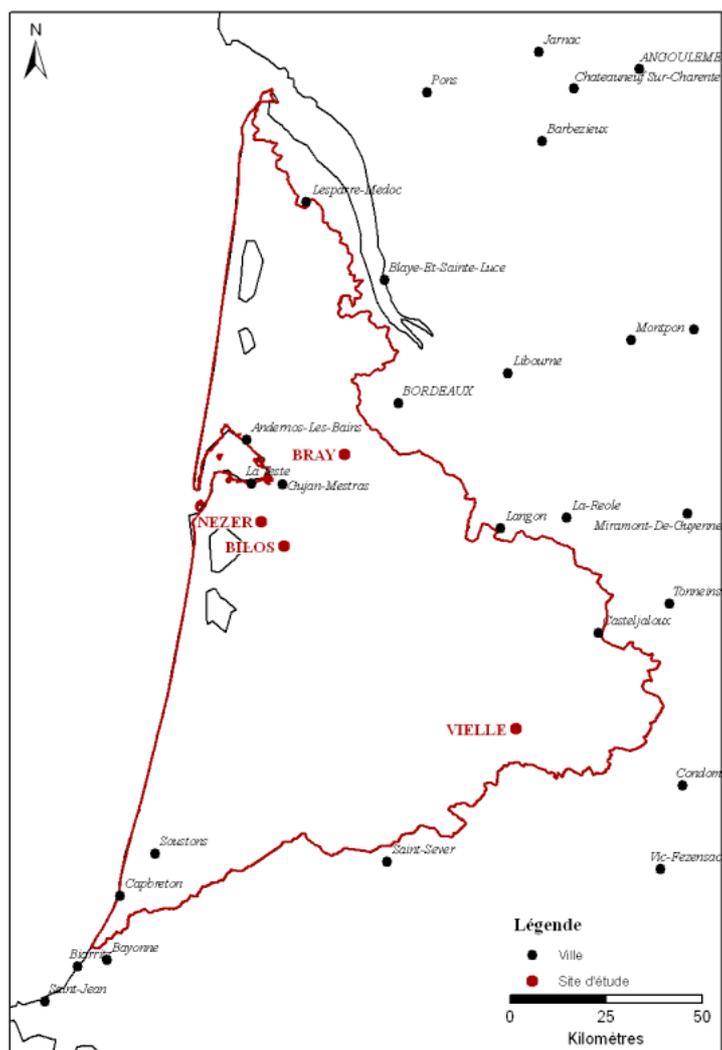


Figure 3.1 : Localisation géographique des 4 sites d'étude (point rouge) dans le massif landais (périmètre en rouge).

Site	Coordonnées WSG84 (Longitude / Latitude)	Type de lande	Espèces principales du sous-bois *	Age des pins (2008)	Nombre de strates	Références d'études antérieures
BRAY	-0.76°O / 44.71°N	Humide	Molinie (<i>Molinia caerulea</i>)	38	2	Jarosz et al., 2008 Porté et al., 2009 Stella et al., 2009
NEZER (Parcelle 1392)	-1.03°O / 44.58°N	Mésophile	Fougère aigle (<i>Pteridium aquilinum</i>) Molinie (<i>Molinia caerulea</i>)	35	2	Guyon et al., 2003 Porté et al., 2009
VIELLE	-0.18°O / 44.08°N	Sèche	Callune (<i>Calluna vulgaris</i>)	28	2	Porté et al., 2009
BILOS	-0.95°O / 44.48°N	Humide	Ajonc nain (<i>Ulex nanus</i>)	6	1	Stella et al., 2009

Tableau 3.1 : Caractéristiques générales des 4 sites d'étude (* hors végétation au ras du sol comme les mousses)

3. Le cadre méthodologique

Ce chapitre présente les séries de données saisonnières de LAI issues de photographies hémisphériques prises au sol et celles de télédétection issues des capteurs VEGETATION sur lesquelles repose l'étude, ainsi que les méthodes employées pour les obtenir, les traiter, les analyser et les interpréter.

La première partie est dédiée aux observations *in situ* faites sur les quatre peuplements de pin maritime pris en référence. Ces quatre sites sont d'abord présentés. Ensuite les méthodes employées pour y caractériser séparément les variations saisonnières du LAI du sous-bois et de celui de la strate arborée à partir de photographies hémisphériques sont détaillées. Les observations et mesures directes complémentaires faites au sol sur la végétation du sous-bois et sur les arbres sont également décrites. En effet elles ont été utiles pour connaître en chaque site d'une part l'importance relative, en terme de biomasse, des diverses espèces de la végétation du sous-bois, d'autre part la structure forestière et enfin pour obtenir, par approche allométrique, des éléments de validation des valeurs de LAI obtenues par méthode optique.

La seconde partie, assez brève, relate les informations spatialisées complémentaires relatives à l'occupation du sol et celles indicatrices des propriétés hydriques du sol, recueillies sur l'ensemble du massif forestier landais. Les premières ont été utiles pour l'analyse de la série temporelle de données VEGETATION et les secondes pour évaluer les résultats obtenus sur l'hétérogénéité régionale de la dynamique saisonnière de la végétation forestière.

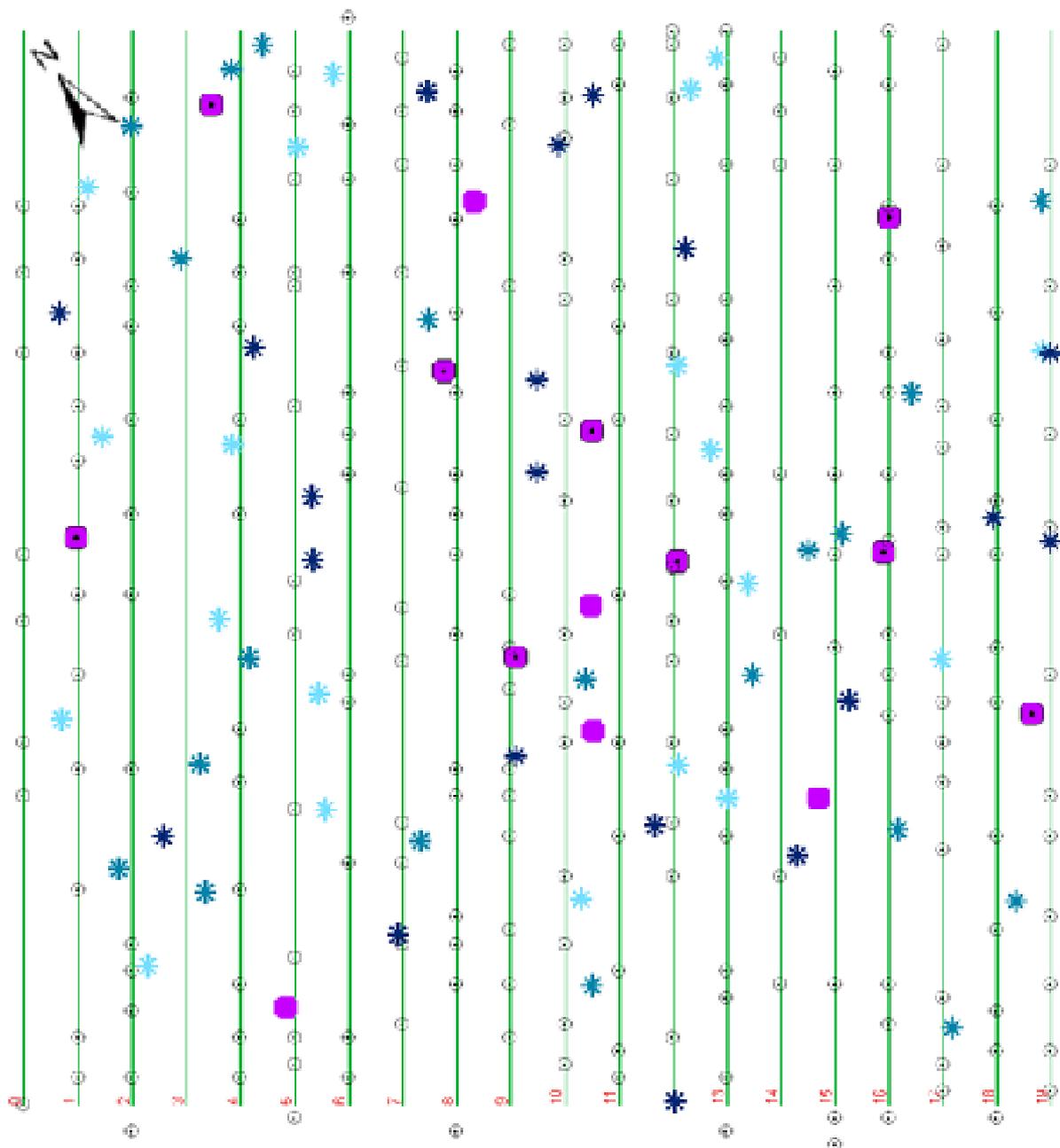
La troisième partie décrit les observations satellitaires VEGETATION utilisées et leur prétraitement pour produire la trajectoire saisonnière de l'indice de végétation PVI (Perpendicular Vegetation Index) pixel par pixel sur l'ensemble du massif forestier landais et ce durant plusieurs années.

Enfin la dernière partie est consacrée à la méthode de modélisation des variations saisonnières du LAI *in situ* et de celles de l'indice de végétation ainsi qu'à la définition des indicateurs qui en sont dérivés pour dater les stades clés de leur cycle phénologique.

3.1. Observations in situ

L'étude s'appuie sur des observations *in situ* en quatre sites couvrant le gradient hydrique des sols présent dans les Landes de Gascogne hors dunes côtières, c'est-à-dire de la lande sèche à la lande humide. Il s'agit de quatre peuplements de pin maritime. Trois sont d'âge adulte ; l'appareil foliaire des pins et celui de la végétation croissant en dessous y forment deux étages bien séparés. Ce n'est pas le cas du quatrième peuplement, qui est beaucoup plus jeune. Les pins et la végétation concurrente y constituent une seule strate de végétation.

Ces sites ont été choisis dans le réseau de sites expérimentaux à long terme d'EPHYSE. Pour 2 d'entre eux (BRAY, BILOS), le dispositif expérimental spécifique à ma thèse a été mis en place en 2007. Sur les deux autres (NEZER, VIELLE), cela a eu lieu en 2008.



Légende

- Ligne de semis des arbres
- ⊙ Arbres
- Biomasse
- SLA
- * DHP - lot 1
- * DHP - lot 2
- * DHP - lot 3

Figure 3.2 : Echantillonnage spatial des variables biophysiques mesurées dans la placette de mesure : photographie hémisphérique (DHP), biomasse aérienne du sous-bois (Biomasse), surface spécifique foliaire du sous-bois (SLA). La localisation des arbres et de leur organisation en ligne est indiquée.

Exemple du BRAY (largeur de la placette= 80 m, longueur= 80 m; largeur moyenne interligne de pin~ 4 m). Pour les autres sites voir [Annexe 3.1](#).

3.1.1. Le dispositif

3.1.1.1. Présentation des sites d'étude

La localisation des quatre peuplements étudiés et leur description générale sont données par la [Figure 3.1](#) et le [Tableau 3.1](#). Chacun couvre une surface de 15 à 25 ha. Les trois peuplements adultes sont ceux de Le BRAY, NEZER et VIELLE, et le plus jeune est celui de BILOS. Dans les quatre cas, les pins sont issus d'un semis en lignes distantes de 4 m environ.

Les peuplements adultes ont des âges similaires, entre 28 et 38 ans en 2008. Ils ont été choisis pour être représentatifs des 3 types de lande. Le BRAY représente la lande humide avec un sous-bois constitué en majorité de molinie (*Molinia caerulea*). NEZER représente la lande mésophile avec un sous-bois où domine la fougère aigle (*Pteridium aquilinum*). Enfin, VIELLE représente la lande sèche où la callune (*Calluna vulgaris*) forme un étage quasi complet sous les pins. Sur ces sites, les arbres mesurent plus de 15 m de haut et la végétation du sous-bois moins de 2 m, formant donc 2 strates bien distinctes de végétation verte.

Le jeune peuplement de BILOS est situé en lande humide et a été installé par semis en ligne en 2002. Les couronnes de pin étaient généralement jointives sur la ligne de semis et ne recouvraient qu'une faible proportion de la surface des interlignes. Les branches n'ont subi aucun élagage naturel ou artificiel. La hauteur moyenne des pins ne faisait que 0,95 m au début de 2007 pour atteindre 2,25 m à la fin de 2008. Le sous-bois, constitué en majorité d'ajonc nain (*Ulex nanus*) était moins haut (maximum ~80 cm). Celui-ci et les pins forment une strate de végétation unique.

Ces sites, appartenant au réseau de sites expérimentaux d'EPHYSE, sont richement documentés grâce aux nombreuses études qui y ont été conduites au cours des années passées. Le [Tableau 3.1](#) indique les publications des travaux les plus récents et les plus utiles à mon étude.

Dans chaque peuplement, une placette d'étude d'environ 1/2 hectare a été délimitée. Ses bords sont distants d'au moins 100 m des lisières, de façon que le champ de visée (pour un angle zénithal < 60°) des photographies hémisphériques prises vers le ciel n'inclue aucun arbre extérieur au peuplement. Aucune route, piste ou pare-feu ne traverse la placette et son pourtour sur une largeur de 100 m. Au final, la placette couvre pour les sites du BRAY et de NEZER, une surface de 80 x 80 m comprenant 20 lignes de pin et 20 interlignes, tandis qu'à BILOS et VIELLE, une surface de 90 x 50 m comprenant 13 lignes et 13 interlignes a été délimitée ([Figure 3.2](#) et [Annexe 3.1](#)).

Durant toute la période des mesures *in situ*, aucune éclaircie et aucun débroussaillage n'ont été effectués sur les peuplements adultes. Pour le jeune peuplement de BILOS, au contraire, la placette de mesure a subi un débroussaillage de la végétation en sous-bois les 14 et 16 octobre 2008 et un dépressage des pins entre le 15 et le 26 novembre 2008.

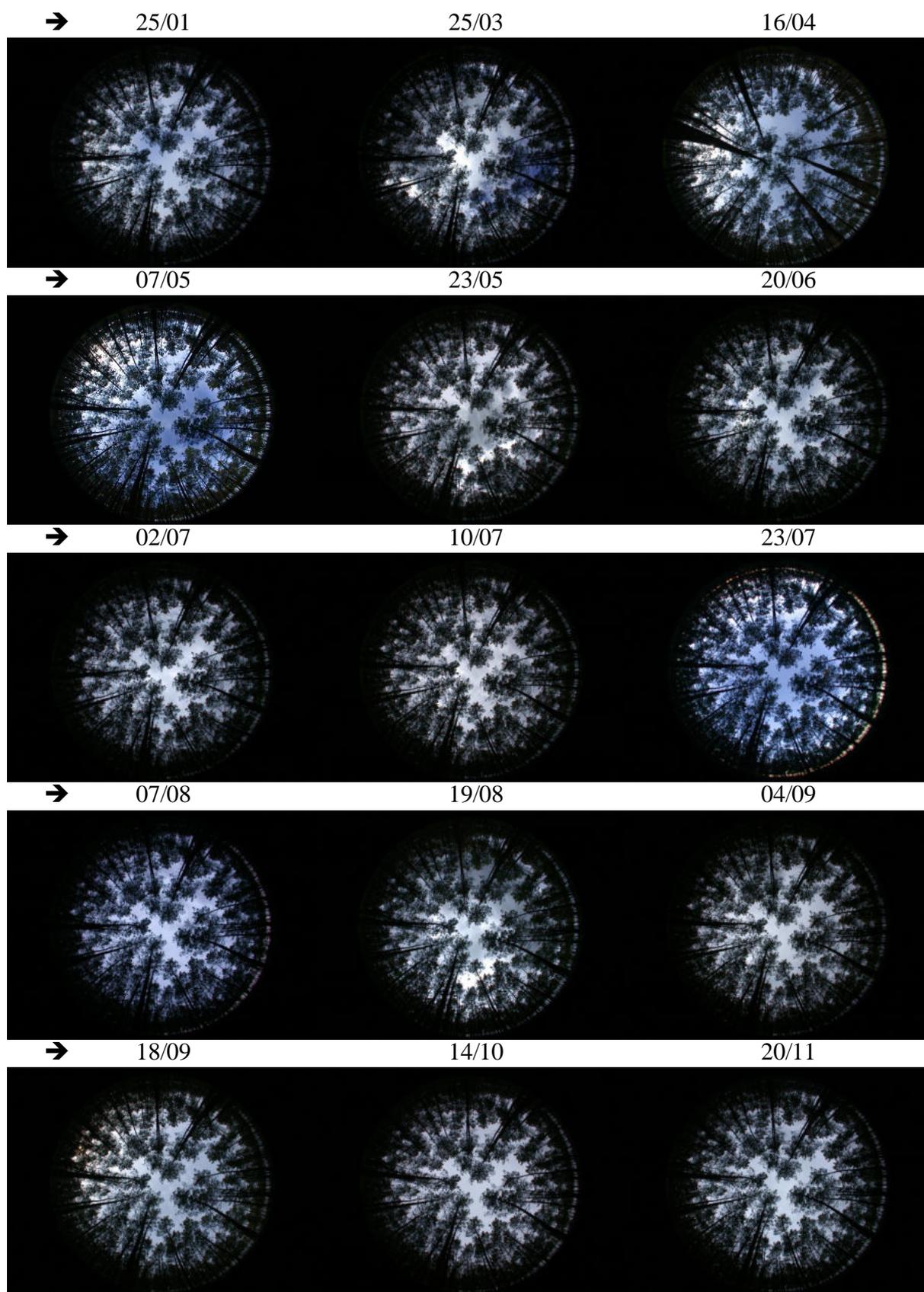


Figure 3.3 : Série saisonnière de photographies hémisphériques orientées vers le ciel prises en un même point sur le site du BRAY en 2008 (point de mesure 131).

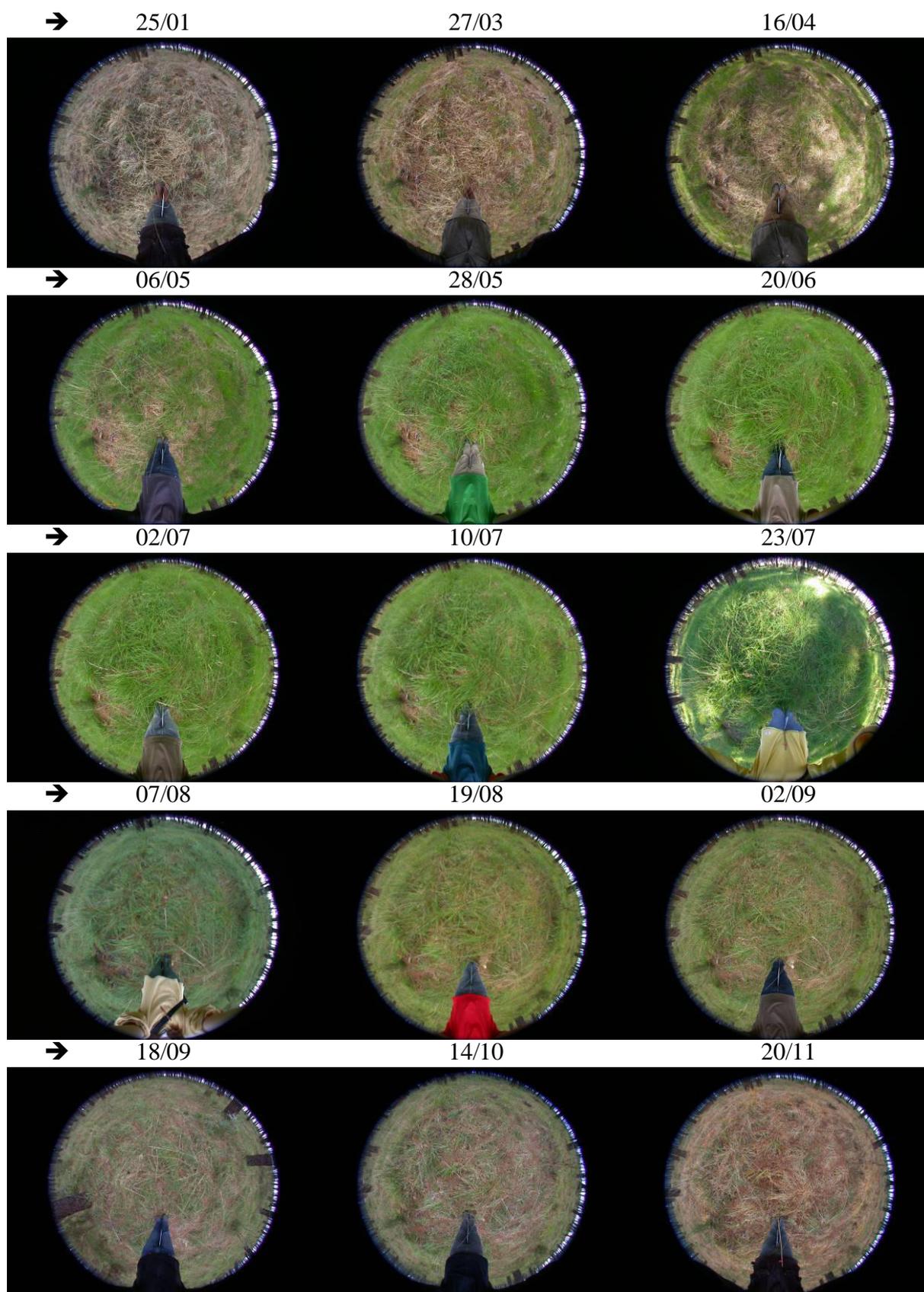


Figure 3.4 : Série saisonnière de photographies hémisphériques orientées vers le sol prises en un même point sur le site du BRAY en 2008 (point de mesure 131).

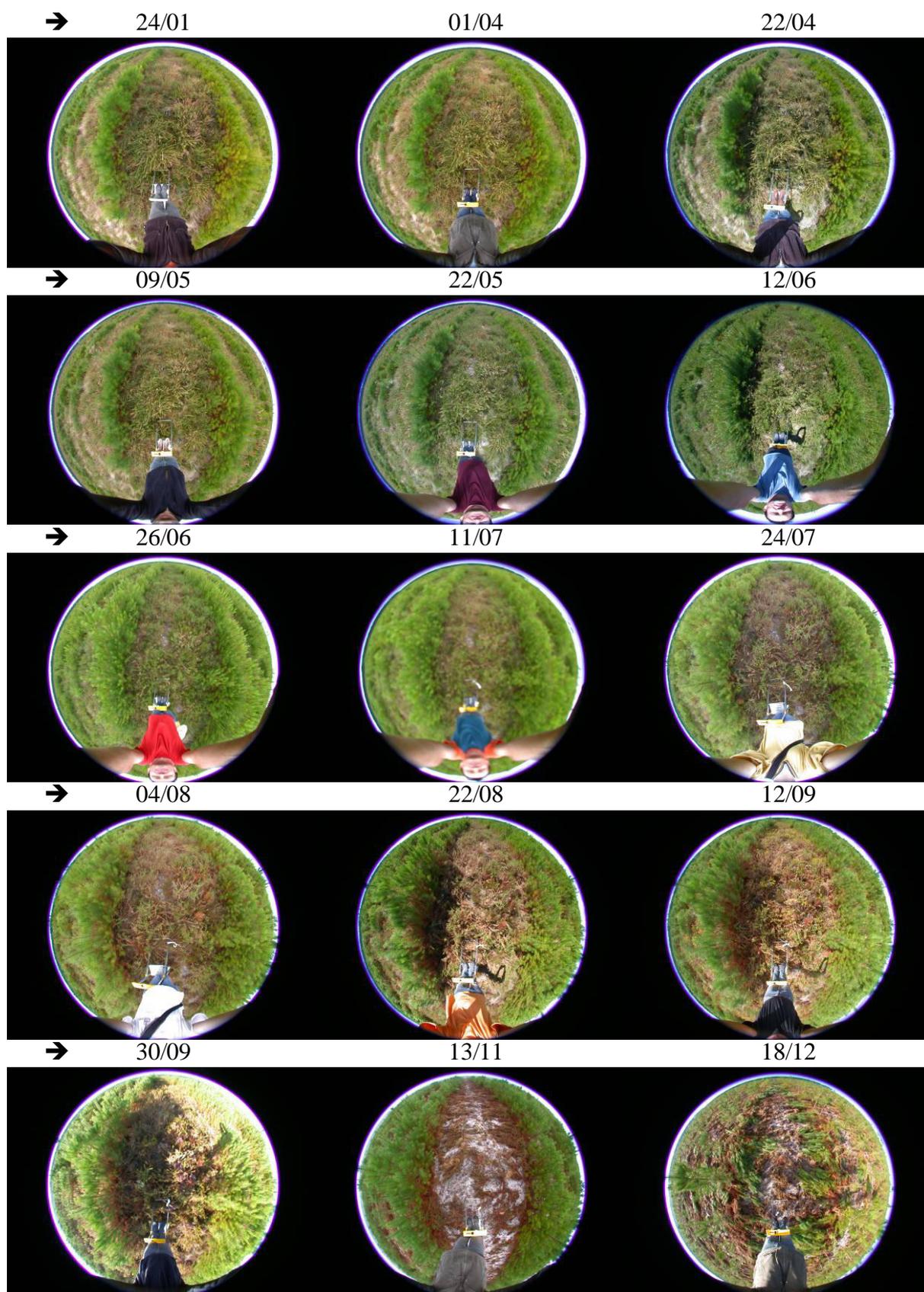


Figure 3.5 : Série saisonnière de photographies hémisphériques orientées vers le sol prises en un même point sur le site de BILOS en 2008 (point de mesure 5).

3.1.1.2. Nature et intérêt des variables biophysiques mesurées

3.1.1.2.1. Mesures saisonnières

Ce sont ces mesures qui ont renseigné sur la variabilité de la dynamique saisonnière de la structure de la végétation du sous-bois et de celle de la strate de pin maritime des sites d'étude.

- LAI optique

Le LAI est la principale variable biophysique dont on a suivi les variations saisonnières. Le LAI de la strate arborée et celui de la végétation du sous-bois ont été estimés périodiquement par méthode optique avec des photographies hémisphériques numériques (ou DHP, pour Digital Hemispherical Photography) (Figures 3.3, 3.4 et 3.5). Ce suivi a été réalisé durant les années 2007 et 2008 sur les sites du BRAY et de BILOS et la seule année 2008 sur les sites de NEZER et de VIELLE. Par commodité, dans la suite du texte, ce LAI est dénommé LAI optique.

Cependant, il ne correspond pas toujours à proprement parler à un LAI. Comme on le verra par la suite (§3.1.2), selon le type de prise de vue (vers le ciel ou vers le sol) et le type de végétation (arbre ou sous-bois), il s'agira effectivement d'un LAI (surface foliaire verte), ou plutôt d'un GAI (indice de surface de végétation verte) puisque d'autres organes que les feuilles (tige, écaïlles, ...) peuvent être verts et avoir une activité chlorophyllienne (Baret et al., 2010), ou encore d'un PAI (ou Plant Area Index) qui correspond à la surface de tous les organes végétaux, verts ou non, interceptant le rayonnement.

- Accroissement en longueur de la pousse terminale

Dans le cas du jeune peuplement de BILOS, les arbres et la végétation concurrente ne formant qu'une strate de végétation, leurs LAI sont estimés à partir des mêmes prises de vue par photographie hémisphérique ; ceci a vraisemblablement biaisé l'estimation de la fraction de trouées en visée oblique dans chaque type de végétation, par conséquence celle de leur LAI. C'est pourquoi, pour compléter l'information sur la variation saisonnière du LAI des pins, l'accroissement en longueur de leur pousse terminale a été mesuré simultanément à l'acquisition des photographies hémisphériques.

3.1.1.2.2. Mesures annuelles

Ces mesures ont servi à décrire précisément les deux strates de végétation des sites d'étude et à fournir des informations sur leur LAI via des approches allométriques à des fins d'évaluation de la qualité de son estimation par méthode optique.

- STRATE ARBOREE

o Dendrométrie

La macrostructure de la strate arborée a été décrite par dendrométrie, fournissant la densité des arbres et la distribution du diamètre des troncs des arbres à 1m 30 (noté DBH) et de leur hauteur. Ces mesures sont faites durant la période hivernale et répétées en général chaque année sur chaque site.

o LAI allométrique

Par ailleurs, les données dendrométriques de DBH et de densité ont servi à estimer le LAI hivernal des pins et sa distribution par classe d'âge d'aiguilles à partir d'équations allométriques existantes. Ce LAI dit allométrique a été utilisé pour estimer la qualité des estimations du LAI optique des pins.

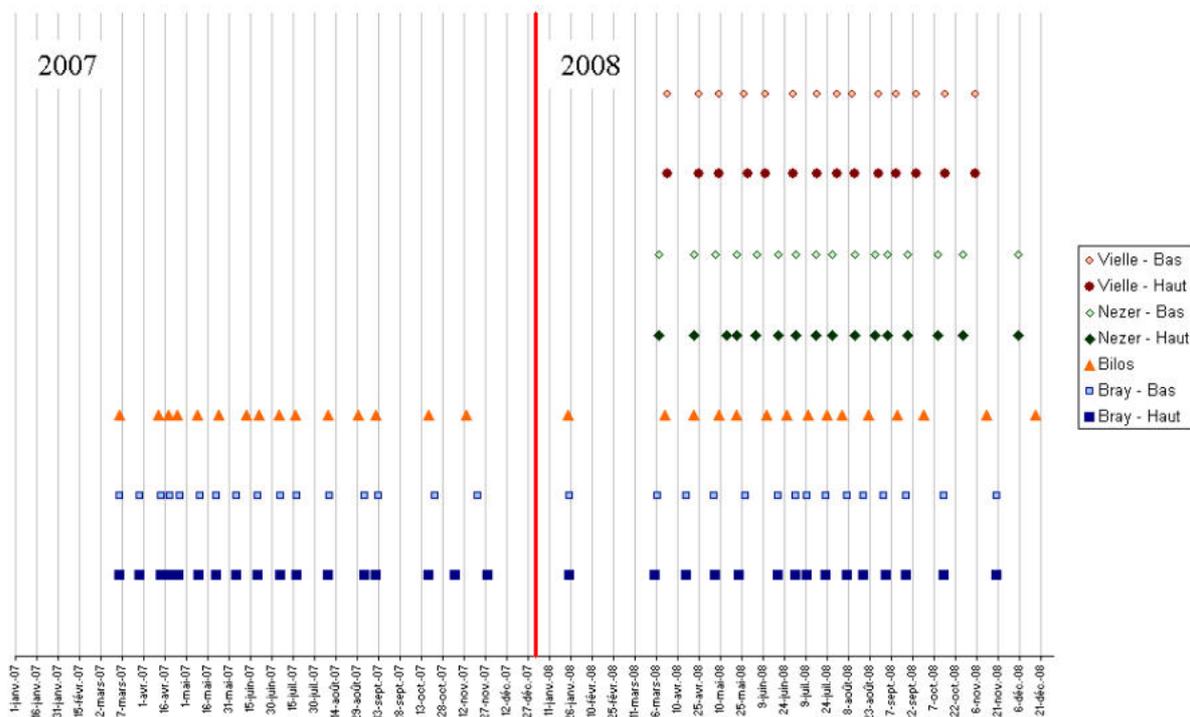


Figure 3.6 : Dates des prises de vue par photographie hémisphérique en 2007 et 2008 sur les 4 sites. « Bas » et « Haut » correspondent aux prises de vue orientées respectivement vers le bas (c'est-à-dire vers le sol) et vers le haut (c'est-à-dire vers le ciel) pour les peuplements adultes.

Site	DHP (vers le bas) Date de la 1 ^{ère} mesure Date de la dernière mesure Nombre de dates de mesure		DHP (vers le haut) Date de la 1 ^{ère} mesure Date de la dernière mesure Nombre de dates de mesure		Accroissement en longueur de la tige principale des pins Date de la 1 ^{ère} mesure Date de la dernière mesure Nombre de dates de mesure	
	2007	2008	2007	2008	2007	2008
BRAY	15 mars (jour 74) 22 novembre (jour 326) 16	25 janvier (jour 25) 20 novembre (jour 325) 15	15 mars (jour 74) 29 novembre (jour 333) 17	25 janvier (jour 25) 20 novembre (jour 325) 15	-	-
NEZER	-	28 mars (jour 88) 5 décembre (jour 340) 16	-	28 mars (jour 88) 5 décembre (jour 340) 16	-	-
VIELLE	-	3 avril (jour 94) 5 novembre (jour 310) 14	-	3 avril (jour 94) 5 novembre (jour 310) 14	-	-
BILOS	15 mars (jour 74) 14 novembre (jour 318) 15	24 janvier (jour 24) 18 décembre (jour 353) 15	-	-	12 juin (jour 163) 14 novembre (jour 318) 15	24 janvier (jour 24) 18 décembre (jour 353) 15

Tableau 3.2 : Données saisonnières : dates de prise de vue des photographies hémisphériques (DHP) et de mesure de l'accroissement en longueur de la tige principale des pins.

- SOUS-BOIS

o Composition floristique majoritaire et sa variation spatiale

La caractérisation de la composition floristique majoritaire du sous-bois, et sa variation spatiale, a été réalisée en 2 étapes. En premier lieu, une observation visuelle de la végétation du sous-bois a mis en évidence les espèces principales du sous-bois et l'éventuelle hétérogénéité de leur répartition spatiale dans chaque placette d'étude lors de l'installation du dispositif. En deuxième lieu, cette information a été complétée quantitativement par des mesures destructives de biomasse en été 2008, donnant la contribution de chacune de ces espèces dans la biomasse aérienne totale.

o LAI maximal estival par mesures destructives

Ces mesures de biomasse aérienne ont été réalisées par prélèvements dans la végétation du sous-bois fin juillet, soit à une date supposée proche du maximum annuel de sa surface foliaire verte. La biomasse totale aérienne et sa distribution en 2 compartiments, organes foliaires verts et organes non verts, et selon les espèces ont été quantifiées. Cela a été complété par la mesure de la surface et de la masse d'éléments foliaires verts, pour obtenir la surface massique foliaire ou SLA (Specific Leaf Area), qui donne la surface foliaire verte par unité de masse sèche, et ce uniquement pour les espèces majoritaires. Ces données de biomasse et de SLA ont servi à estimer le LAI maximal du sous-bois en été pour l'année 2008.

3.1.2. Estimation du LAI par photographie hémisphérique (DHP)

3.1.2.1. Système de mesure DHP

Les photographies hémisphériques ont été acquises avec un appareil photographique numérique Nikon Coolpix 995 équipé d'une lentille convertisseur Fish-Eye FC-E8. La taille de l'image à la résolution maximale est de 1 536 x 2 043 pixels. Le système « appareil photographique – lentille Fish-Eye » a été calibré géométriquement comme recommandé par [Frazer et al. \(2001\)](#). La méthode employée est voisine de celle proposée par [Weiss et Baret \(2010\)](#). Cette calibration permet de caractériser les coordonnées du pixel situé au centre optique du système sur l'image et de calculer sa fonction de projection qui relie l'angle zénithal de visée en un pixel quelconque de l'image à sa distance au pixel situé au centre optique. On peut alors connaître la distribution de l'angle zénithal et celle de l'angle azimutal de visée dans chaque image. Ainsi avec le système employé toute la gamme de variation azimutale de 0 à 360° est couverte sur une gamme en angle zénithal de 0 à 87.5°.

L'estimation du LAI à partir des DHP repose sur leur analyse à l'aide du logiciel "CAN-EYE" ([Demarez et al., 2008](#), [Weiss et Baret, 2010](#)).

3.1.2.2. Protocole d'acquisition des DHP

3.1.2.2.1. Echantillonnage temporel

Les prises de vues ont été répétées toutes les deux semaines, approximativement, durant la saison de végétation potentielle, soit du 1^{er} avril au 1^{er} novembre ([Figure 3.3](#), [Figure 3.4](#) et [Figure 3.5](#)). En dehors de cette période de végétation, la fréquence est de l'ordre d'une fois par mois. La [Figure 3.6](#) et le [Tableau 3.2](#) indiquent les dates de collecte sur les quatre sites.

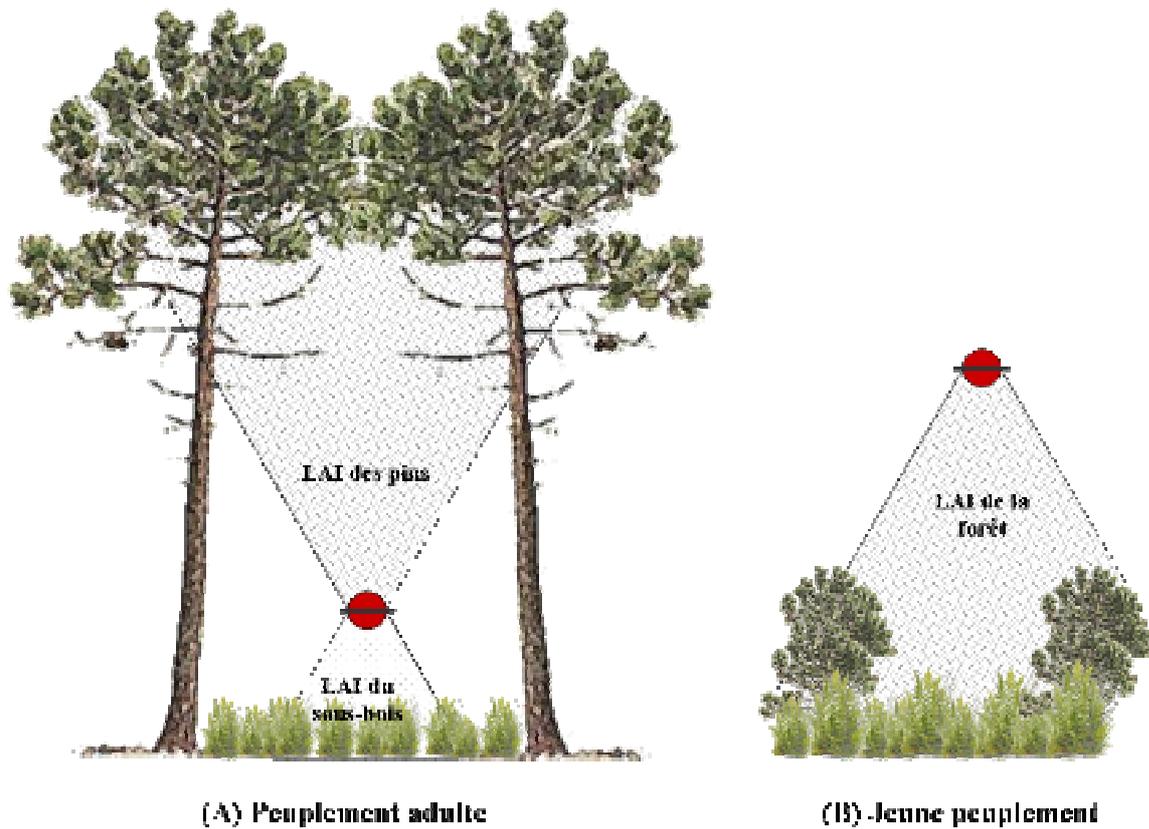


Figure 3.7 : Protocole de mesure du LAI par photographie hémisphérique en fonction de la structure verticale de la végétation forestière. (A) Peuplement adulte : prises de vue, au-dessus du sous-bois, orientées vers le ciel (visant la strate arborée) et vers le sol (visant le sous-bois). (B) Jeune peuplement (BILOS) : prise de vue orientée vers le sol, uniquement, de l'ensemble de la végétation (arbres et végétation de sous-bois).

3.1.2.2.2. Echantillonnage spatial

En chaque site, les DHP ont été acquises sur un ensemble de 60 points permanents répartis de manière aléatoire dans la placette d'étude. Leur nombre et leur localisation ont été définis afin d'échantillonner convenablement l'hétérogénéité spatiale de la structure de la strate arborée. Leur distribution spatiale est poissonnienne, leurs coordonnées dans la direction des lignes de pin et celle perpendiculaire suivent une loi uniforme, dans le but de minimiser tout effet induit par la répartition spatiale des arbres en lignes espacées régulièrement sur la fraction de trouées directionnelle. Ceci est illustré en [Figure 3.2](#) pour le site du BRAY (pour les autres voir l'[Annexe 3.1](#)).

3.1.2.2.3. Position et orientation des prises de vue

Comme l'indique la [Figure 3.7](#) la position et l'orientation de la prise de vues sont fonction de l'âge du peuplement et de la strate étudiée.

Pour les peuplements adultes, le LAI de la strate arborée et le LAI du sous-bois ont été estimés séparément à partir de 2 DHP par point d'échantillonnage, une orientée vers le ciel (vers le haut) ([Figure 3.3](#)) et une orientée vers le sol (vers le bas) ([Figure 3.4](#)). Ces DHP ont été prises au-dessus de la végétation du sous-bois, soit 1,5 à 2 m au-dessus de la surface du sol environ. Pour les DHP orientées vers le sol, la distance minimale entre le sommet de la végétation du sous-bois et la lentille de l'appareil photographique est d'environ 0,6 m. Ceci permet d'éviter que les éléments de végétation ne soient ni trop près du capteur afin qu'ils n'occulent pas son champ de vision, ni trop loin afin de limiter le nombre de pixels mixtes (c'est-à-dire incluant à la fois des éléments végétaux et non végétaux).

Pour le jeune peuplement du site de BILOS, une seule DHP, orientée vers le sol et au-dessus des arbres, a été acquise en chaque point ([Figure 3.5](#)). La hauteur de l'appareil photographique était approximativement de 2,10 m en 2007 jusqu'à mi-juillet 2007 et ensuite de 2,70 m jusqu'à la fin de l'année 2008, afin de conserver la distance minimale de 0,6 m entre l'appareil photographique et le sommet des arbres.

3.1.2.2.4. Conditions de prise de vue

Dans le but de minimiser l'erreur d'estimation de la fraction de trouées, les DHP ont été acquises, autant que possible, sous des conditions d'éclairement diffus (ciel uniformément couvert, ou soleil caché par l'horizon à l'aube ou au crépuscule). Certaines données ont toutefois été acquises sous des conditions d'éclairement direct (ciel clair ou partiellement nuageux), en particulier durant la période estivale où les jours présentant un ciel uniformément couvert se présentent rarement. [Garrigues et al. \(2008\)](#) soulignent que ces conditions d'illumination ne sont pas critiques pour l'analyse des DHP par le logiciel « CAN_EYE », utilisé dans cette étude. Cependant, en ce qui concerne les DHP orientées vers le ciel, aucune n'a été acquise dans des conditions d'éclairement direct quand l'élévation du soleil était supérieure à 45°. Ceci permet d'éviter que la surface photographique surexposée autour de la direction du soleil, et donc à masquer lors du traitement des images, soit trop grande et par conséquent d'éviter de ne trop dégrader l'échantillonnage en l'angle zénithal. Par ailleurs, dans le cas où les DHP orientées vers le sol ont été prises sous des conditions d'éclairement direct, l'ombre engendrée conduit à une confusion inévitable entre les pixels à l'ombre situés sur le sol nu et ceux occupés par des feuilles, comme mentionné par [Demarez et al. \(2008\)](#). Enfin, les conditions d'éclairement étaient homogènes pour toutes les prises de vue dans une orientation de visée donnée faites à une même date sur un même site.

Pour chaque prise de vue, l'axe optique de l'appareil photographique était placé à la verticale grâce à un niveau à bulle ; donnant une incertitude sur la verticalité inférieure à 10° et donc non critique pour l'estimation du LAI selon [Demarez et al. \(2008\)](#). L'azimut des images n'est pas mesuré. Il est constant pour un site et une date donnée. Le petit côté de l'image est généralement parallèle aux rangs de pins. Dans le cas des visées vers le bas avec éclairage direct, l'opérateur est face au soleil pour limiter les ombres portées dans le champ. Les photographies ont été prises en couleur avec une définition automatique de l'exposition comme recommandé pour une analyse avec le logiciel « CAN_EYE » ([Demarez et al., 2008](#)).

Toutes les photographies ont été enregistrées sans modification de la résolution spatiale du capteur (1 536 x 2 043 pixels). Les DHP orientées vers le ciel ont été acquises avec une pleine résolution radiométrique (format TIFF, environ 10 Mbytes) afin de minimiser le risque d'erreur dans la reconnaissance des pixels contenant des aiguilles de pins. En effet, la taille des aiguilles de pin est petite en comparaison de la taille du champ du pixel étant donné l'importante distance (>15 m) entre l'appareil photographique et le sommet de la strate arborée. Par contre, dans le cas des visées vers le bas, où le champ vu par le pixel est généralement assez petit devant la taille des objets végétaux, les données ont été stockées après compression radiométrique (format JPEG, environ 1 Mbytes) pour minimiser les ressources nécessaires de stockage ([Frazer et al., 2001](#)) et le temps d'analyse.

3.1.2.3. Méthodes d'analyse des DHP

3.1.2.3.1. Le logiciel CAN_EYE

Les DHP ont été traitées avec le logiciel libre « CAN_EYE » développé par l'UMR EMMAH (Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes) de l'INRA d'Avignon. Le logiciel et son mode d'emploi ([Weiss et Baret, 2010](#)) sont disponibles à <https://www4.paca.inra.fr/can-eye>. L'analyse des DHP est faite en deux temps. D'abord l'étape de traitement d'image fournit la distribution directionnelle (en zénith et azimut) de la fraction de trouées. Un modèle d'interception du rayonnement est ensuite utilisé pour estimer le LAI à partir de cette fraction de trouées directionnelle. Les méthodes sont décrites en détail dans [Weiss et al. \(2004\)](#), [Demarez et al. \(2008\)](#) et [Garrigues et al. \(2008\)](#). La version utilisée ici est la 5.0.

- Le principe d'analyse des images

Ce logiciel autorise une grande liberté d'utilisation. D'une part, il présente une méthode originale de classification des DHP acquises en couleur (RGB). Cette classification est interactive, autrement dit l'utilisateur, après un éventuel ajustement du contraste, détermine les classes de couleur de l'image analysée correspondant aux éléments d'intérêt à identifier (végétation, ciel, sol nu, ...). Cette méthode de classification ne nécessite pas, a priori, de contraste fort entre végétation et non-végétation. Ainsi, elle rend possible l'exploitation de DHP orientées vers le sol et pas seulement celles orientées vers le ciel. De plus, elle permet de discriminer la végétation chlorophyllienne verte de la végétation non chlorophyllienne, lorsque les conditions de prise de vue permettent de bien rendre compte des couleurs de la végétation ou que le pixel n'est pas un mélange des deux. D'autre part, l'utilisateur peut masquer les zones des DHP qui pourraient nuire à l'estimation du LAI, telles que celles montrant l'opérateur ou le support de caméra pour les images vers le bas, ou celles surexposées dans la direction du soleil pour les images en visée vers le ciel par ciel clair. Par ailleurs, le choix du nombre de classes est laissé à l'appréciation de l'utilisateur. Ainsi, on peut soit travailler avec 2 classes (par ex. : Sol/Végétation, Ciel/Végétation) ou plus (par exemple : Sol/Végétation verte/Végétation non verte, Ciel/Végétation verte/Végétation non verte) selon ses besoins. Au final chaque pixel de chaque DHP prend une valeur de fraction de trouées nulle s'il est affecté à la classe de végétation d'intérêt, sinon égale à 1.

Enfin, le logiciel « CAN_EYE » peut traiter, simultanément, N images acquises dans des conditions similaires, autrement dit les DHP d'un même site prises à une même date, ou à 1 ou 2 jours près, dans des conditions d'éclairement similaires et avec le même type d'orientation de l'appareil photographique. La valeur maximale de N est dépendante de la version de « CAN_EYE ». Pour la version utilisée dans cette étude (5.0), N égale 20.

- Le principe d'estimation du LAI à partir de la fraction de trouées

L'estimation du LAI repose sur l'analyse des variations directionnelles de la fraction de trouées à l'intérieur des DHP. La variation de la fraction de trouées en fonction des angles de visée zénithaux θ et azimutaux φ est calculée en divisant chaque image en cellules de résolution angulaire constante $\Delta\theta$ en zénith et $\Delta\varphi$ en azimut. La fraction de trouées est alors estimée pour chaque classe d'angle zénithal de visée en moyennant la fraction de trouées des cellules des N images pour toutes les classes d'angle azimutal de visée.

Ensuite l'équation 3.1 exprimant les variations de la fraction de trouées, $P(\theta)$, en fonction de l'angle zénithal de visée θ est alors inversée pour estimer le LAI, en tenant compte de l'agrégation de la végétation exprimée par le facteur $\Omega(\theta)$:

$$P(\theta) = \exp(-G(\theta)\Omega(\theta)LAI / \cos(\theta)) \quad (3.1)$$

$G(\theta)$, qui est la projection moyenne d'une unité de surface du feuillage sur un plan perpendiculaire à la direction θ , dépend de la distribution angulaire des feuilles. Cette dernière est supposée uniforme en azimut et ellipsoïdale en inclinaison. Elle est caractérisée par un unique paramètre, l'angle d'inclinaison moyen du feuillage ALA (Average Leaf Angle). Le LAI effectif c'est-à-dire $\Omega(\theta)LAI$, et ALA, et par conséquent $G(\theta)$, sont estimés à partir des variations de la fraction de trouées mesurée sur la gamme d'angle zénithal de visée étudiée en utilisant une technique d'inversion "look-up table".

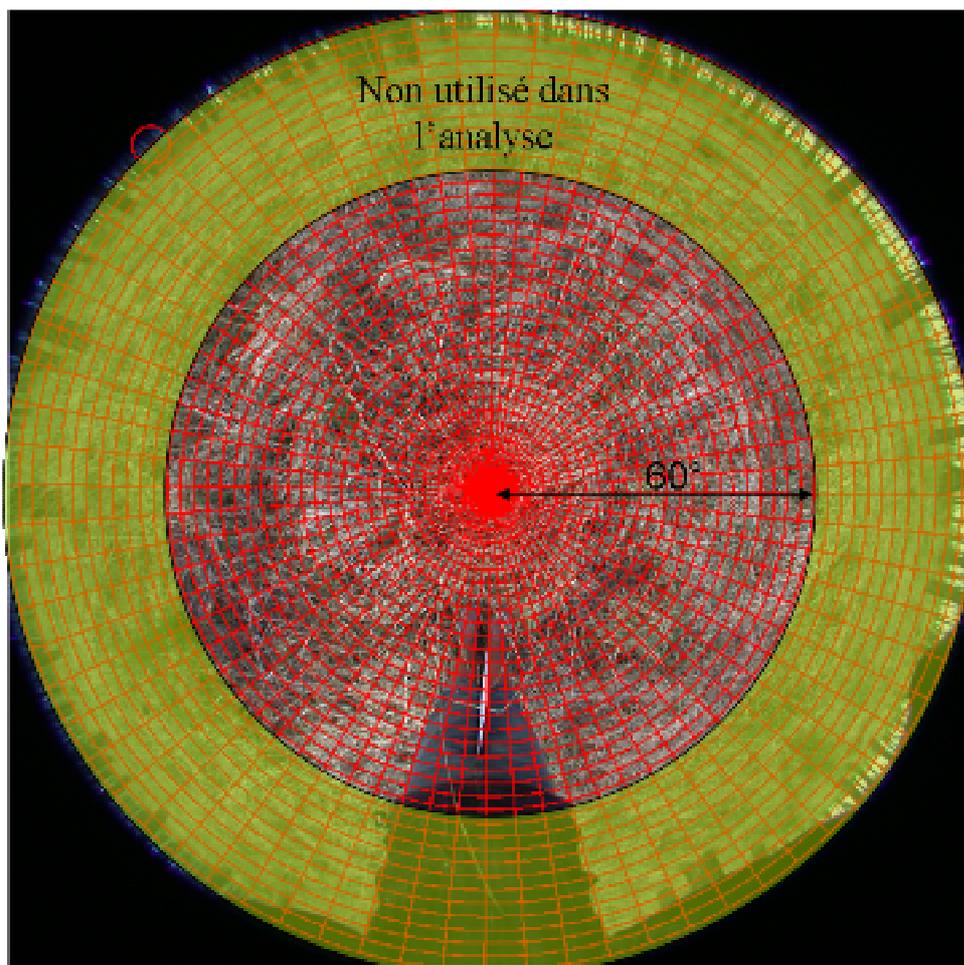


Figure 3.8 : Caractéristiques angulaires des photographies hémisphériques. La grille indique le centre optique de l'image, son découpage en cellules couvrant $2,5^\circ$ en angle zénithal et 5° en angle azimutal. La zone de l'image où l'angle zénithal est inférieur à 60° est indiquée.

On obtient de la même manière le LAI "vrai" et la valeur de ALA correspondant après avoir renseigné le facteur d'agrégation $\Omega(\theta)$. $\Omega(\theta)$, est calculé pour chaque classe d'angle zénithal de visée à partir de l'approche de [Lang et Xiang \(1986\)](#) selon la méthode appliquée par [Gardingen et al. \(1999\)](#) sur les DHP. La fraction de trouées et son logarithme sont moyennés sur l'ensemble des classes d'angle azimutal de visée et des N images pour chaque classe d'angle zénithal de visée. $\Omega(\theta)$ est alors estimé comme étant le rapport entre le logarithme de la fraction de trouées moyenne et la moyenne des logarithmes des fractions de trouées.

Finalement, une seule valeur de LAI et une seule valeur de LAI effectif sont obtenues pour l'ensemble des N images traitées.

L'estimation du LAI et du LAI effectif peut être simplifiée à partir des seules mesures de $P(\theta)$ sur la classe de θ centrée sur $57,5^\circ$, le coefficient de projection $G(\theta=57,5)$ étant quasiment indépendant de l'angle d'inclinaison des feuilles et alors valant pratiquement 0,5. Dans ce cas elle résulte d'une simple inversion de l'équation 3.1 pour $\theta=57,5^\circ$, le facteur $\Omega(\theta=57,5)$ étant alors estimé comme indiqué précédemment. Elle est faite séparément pour chacune des N images.

3.1.2.3.2. Protocole d'utilisation de « CAN_EYE »

L'analyse d'image a été faite de manière à produire deux classes suffisantes pour quantifier la fraction de trouées : Sol/Végétation verte dans le cas des visées vers le sol, Ciel/Végétation dans le cas des visées vers le ciel. En effet, selon [Demarez et al. \(2008\)](#), le classement est plus robuste avec 2 classes qu'avec 3 ou plus. Par ailleurs dans le cas des DHP en visée vers le ciel, donc destinées à l'estimation du LAI des arbres sur peuplement adulte, on n'a pas cherché à discerner le feuillage vert des autres éléments végétaux (troncs, branches, rameaux, cônes, feuillage non vert) pour deux raisons. En effet, cette distinction s'avère très difficile en situation de contre-jour fort ou d'éclairement majoritairement diffus, où la végétation prend des tons de gris sur l'image. Aussi, la forte distance entre l'appareil photographique et le houppier des arbres (>15 m) ajoute une difficulté supplémentaire, puisque les pixels, qui couvrent chacun un champ grand devant la taille des objets végétaux, sont souvent des mélanges de paquets d'aiguilles vertes et d'éléments ligneux, et ce d'autant plus que la visée s'éloigne de la verticale. Par contre, dans le cas des visées vers le bas, donc pour l'estimation du LAI des pins dans le jeune peuplement et de celui des sous-bois dans les 4 sites, ces difficultés ne se posaient pas et la végétation verte a été classée.

Au préalable sont masquées toutes les zones des DHP où figurent des éléments indésirables ; il s'agit principalement dans le cas du sous-bois, de l'opérateur, de son escabeau éventuellement utilisé pour se surélever et de tout élément d'arbre, et, dans celui des arbres, des zones surexposées dans la direction du soleil vues sur les images en visée vers le ciel par ciel clair ou partiellement nuageux.

Par ailleurs, l'angle zénithal de visée d'analyse a été restreint à la gamme $0-60^\circ$ ([Figure 3.8](#)). En effet l'incertitude sur la fraction de trouées estimée peut être importante en visée très oblique, où les trouées, généralement de petite taille, n'occupent bien souvent que des portions de pixels. De plus, dans le cas des peuplements adultes, le feuillage des pins n'est présent que sur la partie supérieure des troncs (sur $\sim 1/3$ de la hauteur totale) et il est en bonne partie masqué par leur partie basse en visée vers le ciel sur les portions d'image où l'angle zénithal est $>60^\circ$; ceci est une source d'erreur supplémentaire dans l'estimation du LAI par inversion de l'équation 3.1 ([Guyon et al., 2003](#)).

La résolution angulaire des cellules d'analyse a été fixée à $\Delta\theta=2,5^\circ$ en zénith et $\Delta\phi=5^\circ$ en azimut (Figure 3.8).

Enfin, la version de logiciel utilisée (5.0) ne permettant de traiter simultanément que 20 DHP, les 60 points d'échantillonnage sur chaque placette ont été répartis par tirage au sort en 3 groupes permanents. Sur cette base, chaque série de 60 DHP acquise à une date donnée et dans une configuration de visée donnée a été divisée en 3 lots de 20 DHP traitées simultanément par CAN-EYE (Figure 3.2 et Annexe 3.1). Les valeurs de LAI estimées par lot ont été ensuite moyennées. L'écart-type entre lots a également été calculé pour informer sur une éventuelle structure saisonnière de l'incertitude due aux conditions d'éclairage. Le LAI à $57,5^\circ$ qui est fourni pour chaque DHP, est moyenné directement sur l'ensemble des 60 points.

3.1.2.4. Estimation du LAI de chaque strate sur chaque site

3.1.2.4.1. Les peuplements adultes

- Approximation du LAI des pins (LAI_{pin}) par le PAI

En réalité, pour la strate arborée des peuplements adultes, le LAI optique fourni par l'analyse des DHP orientées vers le ciel par « CAN_EYE » n'est pas à proprement parler un LAI, il est en fait un PAI (Plant Area Index), puisqu'il prend en compte tous les éléments végétaux aériens interceptant le rayonnement : aiguilles de pin vertes et non vertes, troncs, branches, rameaux, inflorescences et fructifications.

Le PAI peut être défini comme $PAI = LAI + WAI$ où WAI (Wood Area Index) correspond à la surface de bois projetée par unité de sol (Nilson, 1999). Pour les peuplements adultes de conifères, le LAI représente la majorité du PAI. Par exemple, Stenberg et al. (2003) a observé sur deux peuplements adultes de Pin sylvestre un rapport LAI/PAI valant 0.74 et 0,87. Aucune mesure du WAI n'a été réalisée au cours de cette étude. On a alors supposé, comme Nilson (1999), que le LAI est proportionnel à $WAI = \alpha LAI$. Par conséquent, si on considère α relativement faible et quasi constant au cours de l'année, la variation saisonnière du PAI (avec $PAI=(\alpha+1)LAI$) traduit principalement celle du LAI.

- Le LAI optique du sous-bois ($LAI_{sous-bois}$) est en fait un GAI.

Le LAI optique du sous-bois, fourni par l'analyse des DHP orientées vers le bas par « CAN_EYE », correspond à tous les éléments végétaux verts, foliaires ou non, étant donné que les éléments de végétation non-verts ont été classés comme du sol au cours de l'analyse des DHP. Il correspond donc en fait au GAI (Green Area Index) du sous-bois.

- Estimation du LAI optique de l'ensemble des 2 strates

La somme du LAI des pins (LAI_{pin}) et du LAI du sous-bois ($LAI_{sous-bois}$) a fourni une estimation du LAI optique de l'ensemble pin + sous-bois ($LAI_{pin + sous-bois}$) :

$$LAI_{pin + sous-bois} = LAI_{pin} + LAI_{sous-bois} \quad (3.2)$$

Dans la suite, par commodité, on parlera du LAI des pins (LAI_{pin}) et du LAI du sous-bois ($LAI_{sous-bois}$), même si en fait c'est un PAI et un GAI qui ont été mesurés par DHP.

3.1.2.4.2. Le jeune peuplement de BILOS

Pour le jeune peuplement de BILOS, le LAI des pins et le LAI du sous-bois ont été extraits à partir d'une double analyse des DHP orientées vers le sol. Comme précédemment pour le sous-bois des 3 peuplements adultes, le LAI optique estimé correspond à tous éléments végétaux verts, foliaires ou non, il est donc en fait un GAI. Une première analyse de l'ensemble de la végétation présentée sur les DHP a fourni le LAI optique de l'ensemble pin + sous-bois. Une deuxième analyse a été réalisée après masquage de l'ensemble des arbres présents sur les DHP afin de quantifier le LAI optique du sous-bois. Enfin, le LAI optique des pins a été déduit à partir de l'équation 3.2. Cette façon de faire a vraisemblablement biaisé l'estimation de la fraction de trouées en visée oblique dans chacun des 2 types de végétation quand ils se voisinaient, par conséquence celle de leur LAI.

Dans la suite, par commodité, on parlera du LAI des pins (LAI_{pin}), du LAI du sous-bois ($LAI_{sous-bois}$), et du LAI de l'ensemble pin + sous-bois ($LAI_{pin + sous-bois}$) même si en fait c'est un GAI qui a été mesuré par DHP.

3.1.3. Caractérisation complémentaire de la strate de pin par dendrométrie

3.1.3.1. Mesures de l'accroissement en longueur de la tige principale sur le site de BILOS

Sur le site de BILOS, la longueur de la tige principale des pins avant leur croissance en 2007 a été mesurée. Elle correspond à la distance entre le collet de l'arbre et le nœud du verticille des nouvelles pousses de 2007. Ensuite, la longueur de la tige principale en formation, autrement dit la distance entre le nœud de 2007 et la pointe de la tige principale, a été mesurée régulièrement fournissant l'accroissement en longueur de cette dernière. La première mesure a eu lieu alors que le cycle de croissance de 2007 était déjà bien entamé et la dernière a eu lieu fin 2008 (Tableau 3.2).

Ces mesures ont porté sur 60 pins avec un échantillonnage spatial analogue à celui des DHP. Ainsi, chaque pin le plus proche de chaque point de mesure par DHP a été sélectionné (Figure 3.2). La mesure initiale a été effectuée le 12 juin 2007. Les pins suivis ont été marqués au niveau du nœud de 2007 au chatterton. Puis, la mesure de la tige principale en formation, au cours des années 2007 et 2008, de chaque arbre a été réalisée simultanément aux acquisitions des DHP (Figure 3.6).

		Variables dendrométriques mesurées (Nb d'arbres mesurés) Période des mesures			Evènements	
site	Surface d'échantillonnage (ha)	2006	2007	2008	Date	Libellé
BRAY	Zone incluant la placette de mesure 11	<i>DBH</i> (tous, 1471)	<i>DBH</i> (tous, 1433)	<i>DBH</i> (tous, 1425)		
		<i>Hauteur</i> (103) <i>Densité</i> Hiver 2006-2007	<i>Hauteur</i> (102) <i>Densité</i> Hiver 2007-2008	<i>Hauteur</i> (102) <i>Densité</i> Hiver 2008-2009		
NEZER	Placette de mesure 0,64	<i>DBH</i> (30) <i>Hauteur</i> (30) <i>Densité</i> Hiver 2006-2007	<i>DBH</i> (30) <i>Hauteur</i> (30) <i>Densité</i> Début avril 2008	-	24 janvier 2009	Destruction du peuplement par la tempête KLAUS
VIELLE	Placette de mesure 0,45	<i>DBH</i> (NA) <i>Densité</i> Hiver 2006-2007	<i>DBH</i> (NA) <i>Densité</i> Hiver 2007-2008	<i>DBH</i> (NA) <i>Densité</i> Hiver 2008-2009		
BILOS	Zone incluant la placette de mesure 1,1	-	-	<i>DBH</i> (1987) <i>Hauteur</i> (1987) <i>Densité</i> Fin février 2009	14 au 16 octobre 2008	Débroussaillage
	Placette de mesure 0,45	<i>Hauteur*</i> (60) 12/06/2007	<i>Hauteur*</i> (60) 14/11/2007	<i>Hauteur*</i> (60) 18/12/2008	15 au 26 novembre 2008	Dépressage

Tableau 3.3 : Données dendrométriques disponibles sur les 4 sites pour les années de croissance 2006 à 2008.

DBH (Diameter at Breast Height) : Diamètre des troncs des arbres à 1,3 m

(NA) : Données indisponibles

* estimée par longueur de la tige principale atteinte avant la reprise de croissance de l'année suivante

		Age DBH moyen (m) Hauteur moyenne (m) Densité (arbres/ha)		
site \ Année de croissance		2006	2007	2008
BRAY		36	37	38
		0,336	0,342	0,349
		21,5	21,7	22
		310	310	302
NEZER		33	34	35
		0,373	0,373	(NA)
		20,7	21,0	(NA)
		304	304	304
VIELLE		26	27	28
		0,234	0,242	0,253
		14,7*	(NA)	(NA)
		422	401	401
BILOS		4	5	6
		(NA)	(NA)	0,02 **
		0,95	1,70	2,25
		(NA)	(NA)	1804 **

Tableau 3.4 : Principales caractéristiques dendrométriques sur les 4 sites de 2006 à 2008 (état avant la reprise de croissance l'année suivante). Les valeurs indiquées correspondent aux surfaces d'échantillonnage et dates de mesure données dans les [Tableau 3.3](#) et [Tableau 3.2](#), respectivement.

* : Valeurs observées en 2005

** : après le dépressage de novembre 2008. DBH moyen des arbres de hauteur > 1,30 m
(NA) : pas de données

3.1.3.2. Données dendrométriques hivernales

La quasi-totalité des données caractérisant la macrostructure des pins ne sont pas issues de mesures spécifiques à cette étude. Elles nous ont été fournies gracieusement par les responsables des bases de données dendrométriques sur chaque site expérimental (V. Moreaux pour BILOS, A. Bosc. pour le BRAY, D. Guyon pour NEZER, et C. Meredieu de l'UMR Biogeco pour VIELLE). Elles sont issues de mesures en fin d'hiver, donc en période de repos végétatif.

Le [Tableau 3.3](#) résume les données disponibles utiles pour mon étude et leur mode d'obtention. Il s'agit de la densité des pins, leur diamètre du tronc à 1,30 m (DBH), leur hauteur et leurs variations interannuelles durant la période de suivi du LAI optique. Ces informations existent sur les sites du BRAY ([Bosc, communication personnelle](#)) et de VIELLE ([Meredieu, communication personnelle](#)). A NEZER, aucune caractéristique dendrométrique n'a pu être mesurée à la fin de la saison de croissance 2008, le site ayant été détruit par la tempête de janvier 2009 quelques jours avant la date prévue des mesures ([Guyon, communication personnelle](#)). Quant au site de BILOS, hormis nos mesures de longueur de la tige principale qui renseignent sur la hauteur, les premières données dendrométriques acquises l'ont été en février 2009 ([Moreaux, communication personnelle](#)), soit après la première éclaircie par dépressage des pins de novembre 2008.

Le [Tableau 3.4](#) donne les caractéristiques dendrométriques moyennes des quatre sites sur la période des mesures de LAI optique.

3.1.3.3. Estimation du LAI par allométrie

- Equations allométriques utilisées

Selon les travaux de [Porté et al. \(2000\)](#), on peut estimer le LAI hivernal d'un peuplement de pin maritime connaissant son âge, sa densité et la distribution statistique du DBH. En effet [Porté et al. \(2000\)](#) ont établi des équations reliant la surface foliaire (SF) en hiver de chaque génération d'aiguilles d'un arbre donné (i) en fonction de son âge (j) et de son DBH.

Le modèle est de la forme :

$$SF_{ij} = k_j DBH_i^{b_j} age_i^{-1}, \text{ où } j = (1 \text{ à } 3 \text{ ans}) \quad (3.3)$$

Les équations de [Porté et al. \(2000\)](#) ont été établies statistiquement sur 3 peuplements de pin maritime situés en lande humide et dont l'âge varie de 6 à 26 ans. [Porté \(2003\)](#) a affiné leur calibration et a étendu leur domaine d'application en ajoutant un quatrième plus âgé (32 ans) également situé en lande humide. Ce sont les paramètres des équations calibrées par [Porté \(2003\)](#) qui ont été appliqués ici et ce quel que soit le type de lande. En effet, ces équations peuvent être considérées universelles, puisque, d'après [Shaiek et al \(2011\)](#), dans le cas du pin maritime les équations allométriques pour estimer la biomasse des différents compartiments aériens (feuillage, branches, troncs...) ne sont pas spécifiques des conditions de milieu intrinsèques (type de climat, de sol, ...), ni des pratiques sylvicoles, ni de l'origine géographique de l'espèce. Mais ces équations ont leurs limites. Elles sont notamment dépendantes de l'année sur laquelle elles ont été calibrées ([Breda, 2003](#)) et par conséquent incapables de rendre compte de l'effet de la variabilité interannuelle du climat sur la surface foliaire.

Année N		BRAY			NEZER		VIELLE	
		2007	2008	2009	2008	2009	2008	2009
LAI en début d'année par génération d'aiguilles	LAI_{N-1}	0,82	0,81	0,82	0,86	(NA)	1,19	1,25
	LAI_{2N-1}	0,65	0,64	0,65	0,65	(NA)	0,74	0,78
	LAI_{3N-1}	0,13	0,13	0,13	0,13	(NA)	0,2	0,22
LAI en début d'année	LAI_{N-1}	1,59	1,58	1,6	1,64	(NA)	2,13	2,25
LAI de la nouvelle génération d'aiguille	LAI_{1N}	0,81	0,82	(NA)	0,86*	(NA)	1,25	(NA)
LAI minimum potentiel	LAI_{minN}	1,47	1,45	1,47	1,51	(NA)	1,93	2,03
LAI maximum potentiel	LAI_{maxN}	2,27	2,27	(NA)	2,36	(NA)	3,18	(NA)

* Approximation par LAI_{2007}

(NA) : Données indisponibles

Tableau 3.5 : Estimation des LAI minimal et maximal potentiels de la strate arborée des peuplements adultes à partir des équations allométriques de [Porté \(2003\)](#) pour les années où le LAI optique a été mesuré.

- LAI hivernal allométrique

Le LAI en hiver à la fin de l'année N (LAI_N) est estimé comme la somme des LAI des populations d'aiguilles de un ($LAI1_N$), deux ($LAI2_N$) et trois ($LAI3_N$) ans, c'est-à-dire générées respectivement durant les années N, N-1 et N-2, et encore en place à la fin de l'année N. $LAI1_N$, $LAI2_N$ et $LAI3_N$ sont estimés par intégration de SF_{ij} (équation 3.3) sur l'ensemble des arbres du peuplement pour chaque valeur de j .

On a alors :

$$LAI_N = LAI1_N + LAI2_N + LAI3_N \quad (3.4)$$

- Estimation de l'amplitude saisonnière potentielle du LAI

Ces équations allométriques ont servi aussi pour estimer ce qu'on a appelé un LAI minimal potentiel (LAI_{minN}) et un LAI maximal potentiel (LAI_{maxN}).

LAI_{minN} est la valeur minimale qu'atteindrait le LAI durant l'année N si toutes les aiguilles générées en N-3 étaient tombées à la veille du débourrement (date Jdeb) de la nouvelle génération et si aucune aiguille générée en N-1 et N-2 n'était tombée entre le 1^{er} janvier et la date Jdeb. LAI_{maxN} est la valeur maximale qu'atteindrait le LAI durant l'été de l'année N si aucune aiguille de la génération N ne tombait durant cette année là et si l'expansion des aiguilles de cette génération y était finie avant le début de la chute de celles générées en N-1 et N-2. Ces deux indicateurs devraient bien borner la gamme de variation saisonnière du LAI. En effet d'après [Delzon et Loustau \(2005\)](#) la chute d'aiguilles se produit majoritairement de juillet à octobre et elle est minime d'avril à juin, et [Porté et al. \(2000\)](#) relèvent qu'à l'hiver N/N+1 il n'y a quasiment plus aucune aiguille verte de génération N-3. En se fondant sur le modèle de cycle saisonnier de la surface foliaire de chaque génération d'aiguilles proposé par [Granier et Loustau \(1994\)](#), on a calculé LAI_{minN} et LAI_{maxN} à partir des valeurs des LAI des générations d'aiguilles N, N-1 et N-2 à la fin de l'année N (c'est-à-dire $LAI1_N$, $LAI2_N$ et $LAI3_N$) et celles des générations d'aiguilles N-1, N-2 et N-3 au début de l'année N (c'est-à-dire $LAI1_{N-1}$, $LAI2_{N-1}$ et $LAI3_{N-1}$) issues des équations allométriques. On a alors :

$$LAI_{minN} = LAI1_{N-1} + LAI2_{N-1} \quad (3.5)$$

$$LAI_{maxN} = LAI1_N + LAI1_{N-1} + LAI2_{N-1} \quad (3.6)$$

Les estimations du LAI allométrique hivernal et des LAI allométriques potentiels minimum et maximum ont été faites pour les sites du BRAY, de NEZER et VIELLE où l'on disposait de données de DBH sur les périodes d'étude concernées. Les résultats sont donnés dans le [Tableau 3.5](#). Cependant $LAI1_{2008}$ n'a pas pu être calculé sur le peuplement de NEZER, faute de données dendrométriques.

Dans ce cas on a utilisé à la place la valeur de $LAI1_{2007}$, en effet on peut supposer que $LAI1_N$ a peu varié entre deux années successives, si on se réfère à son comportement dans les peuplements adultes du BRAY et VIELLE ([Tableau 3.5](#)).

Site	Date de prélèvement	Nombre de sous-placettes de prélèvement pour :	
		la Biomasse	la SLA
BRAY	8 juillet 2008 (jour 190)	14	9
NEZER	30 juillet 2008 (jour 212)	20	20
VIELLE	17 juillet 2008 (jour 199)	20	7
BILOS	9 juillet 2008 (jour 191)	20	7

Tableau 3.6 : Date des prélèvements de végétation et nombre de sous-placettes (1x1 m) échantillonnées pour les estimations de la biomasse aérienne du sous-bois et de la SLA des espèces principales du sous-bois.

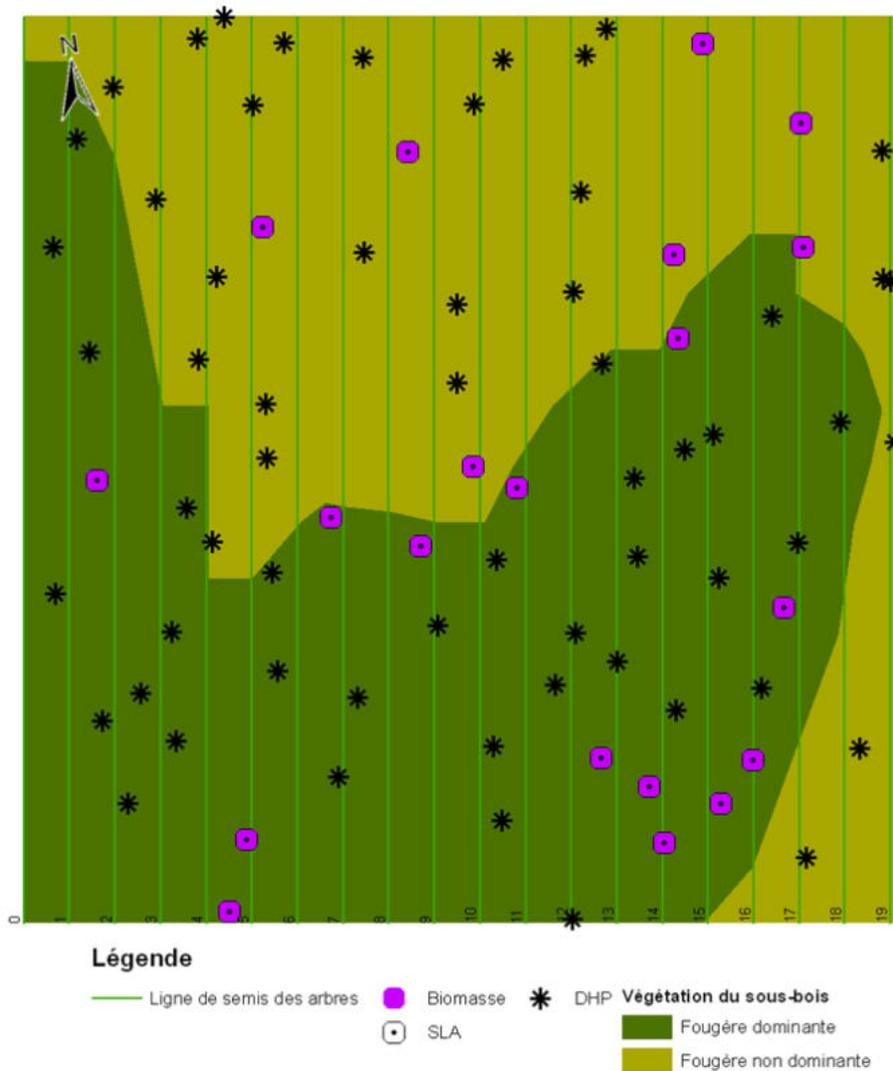


Figure 3.9 : Variabilité spatiale de la composition floristique dans la placette de mesure du site de NEZER et répartition spatiale des points de mesure des variables biophysiques (DHP, Biomasse et SLA du sous-bois).

3.1.4. Caractérisation complémentaire de la végétation du sous-bois par mesures destructives

Les prélèvements de végétation du sous-bois ont été effectués au mois de juillet 2008 (Tableau 3.6). Ils ont servi à décrire finement la composition floristique du sous bois, à estimer la distribution de sa biomasse verte et non verte par espèce ou groupe d'espèces et à en tirer le LAI à cette date sur chaque placette d'étude.

On a veillé à ce que l'échantillonnage pratiqué tienne compte au mieux de la structure spatiale du sous-bois. L'observation préliminaire visuelle du sous-bois a montré que pour les sites de BILOS, du BRAY et de VIELLE la composition floristique de la végétation est répartie de manière assez homogène à l'intérieur de chaque placette d'étude. Ce n'est pas le cas à NEZER où la placette se découpe en 2 zones, de surfaces voisines, bien distinctes. La première zone est essentiellement constituée de fougère aigle, tandis que la deuxième zone est constituée en majorité de molinie comme on peut le voir en Figure 3.9.

Les espèces principales ont été étudiées séparément les unes des autres, et ont fait l'objet de mesures spécifiques de biomasse et de SLA. Les espèces secondaires ont été agrégées et étudiées dans leur globalité dans la suite de ce travail.

3.1.4.1. Echantillonnage spatial dans chaque placette d'étude

Afin d'estimer la biomasse de la végétation du sous-bois, 20 sous-placettes de prélèvements de 1 x 1 m ont été sélectionnées sur chaque placette d'étude. Leur localisation est définie de manière aléatoire.

Cependant, pour conserver l'intégrité du sous-bois dans le champ des DHP prises vers le sol, des zones « tampons », centrées sur chaque point de prise de vue par DHP et dans lesquelles aucun prélèvement de végétation ne peut être effectué, ont été exclues du territoire à échantillonner. Sachant que l'analyse des DHP est effective sur une gamme d'angles zénithaux allant de 0 à 60° et que la hauteur maximale des prises de vue des DHP vers le bas était de environ 3 m à BILOS et de 1,50 m sur les autres sites, chaque zone « tampon » couvrait une surface de 5,1 m de rayon à BILOS et de 2,5 m ailleurs.

Toutefois, les prélèvements s'effectuant sur une unique journée par placette d'étude, le nombre de sous-placettes de mesure final a été modulé en fonction du temps qui a été nécessaire aux prélèvements : 14 au BRAY et 20 sur les autres sites (Figure 3.2, Annexe 3.1 et Tableau 3.6). Pour le site de NEZER, la répartition résultante des 20 sous-placettes entre les deux zones d'hétérogénéité est équilibrée au prorata de leur surface. Les prélèvements pour l'estimation de la SLA des espèces principales ont porté sur environ une sous-placette sur deux, après tirage au sort, sauf à NEZER où toutes les sous-placettes ont été échantillonnées.

(A)

			BILOS		BRAY		NEZER		VIELLE
Molinie :	<i>Molinia coerulea</i>	vert	NA	8.49	113.57	138.66	84.03	102.05	
		non vert	NA		25.09		18.02		
Bruyère cendrée	<i>Erica cinerea</i>	vert	8.99	29.35					NA
		non vert	20.36					NA	25.07
Autres bruyères		<i>Erica sp. autres</i>					1.39		
Callune :	<i>Calluna vulgaris</i>	vert	28.88	74.58					72.07
		non vert	45.7						142.14
Ajonc d'Europe :	<i>Ulex Europaeus</i>	vert			4.03	7.48	5.61	13.7	18.84
		non vert			3.45		8.1		64.3
Ajonc nain :	<i>Ulex Nanus</i>	vert	149.09	346.72					
		non vert	197.63						
Fougère aigle :	<i>Pteridium aquilinum</i>	vert	3.13	3.13			124.41	124.41	
		non vert	0				0		
Mousse :	<i>Pleurozium schreberi</i>			7.13		107.47		45.65	310.04
Herbacées autres :				5.15		3.24		0.5	
Autres ligneux :		vert			3.34		2.65		NA
		non vert			5.26	8.61	1.74	4.39	NA
Biomasse aérienne totale					474.55		265.46		292.09
					467.42		157.99		331.68

(B)

			BILOS		BRAY		NEZER		VIELLE
Molinie :	<i>Molinia coerulea</i>	vert	NA	1.79	42.78	52.24	28.77	34.94	
		non vert	NA		9.45	6.17			
Bruyère cendrée	<i>Erica cinerea</i>	vert	1.89	6.19					NA
		non vert	4.29					NA	3.91
Autres bruyères		<i>Erica sp. autres</i>					0.47		
Callune :	<i>Calluna vulgaris</i>	vert	6.09	15.72					11.23
		non vert	9.63						22.15
Ajonc d'Europe :	<i>Ulex Europaeus</i>	vert			1.52	2.82	1.92	4.69	2.94
		non vert			1.3		2.77		10.02
Ajonc nain :	<i>Ulex Nanus</i>	vert	31.42	73.06					
		non vert	41.65						
Fougère aigle :	<i>Pteridium aquilinum</i>	vert	0.66	0.66			42.59	42.59	
		non vert	0				0		
Mousse :	<i>Pleurozium schreberi</i>			1.5		40.48		15.63	48.31
Herbacées autres :				1.08		1.22		0.17	
Autres ligneux :		vert			1.26	3.24	0.91	1.5	NA
		non vert			1.98		0.6		NA

(C)

			BILOS		BRAY		NEZER		VIELLE	
Molinie :	<i>Molinia caerulea</i>	vert	NA	1.82	71.88	87.77	34.1	41.41		
		non vert	NA		15.88		7.31			
Bruyère cendrée	<i>Erica cinerea</i>	vert	1.92	6.28					NA	7.56
		non vert	4.36						NA	
Autres bruyères		<i>Erica sp. autres</i>					0.56			
Callune :	<i>Calluna vulgaris</i>	vert	6.18	15.96					21.73	64.58
		non vert	9.78						42.85	
Ajonc d'Europe :	<i>Ulex Europaeus</i>	vert			2.55	4.73	2.27	5.56	5.68	25.06
		non vert			2.18		3.28		19.39	
Ajonc nain :	<i>Ulex Nanus</i>	vert	31.9	74.18						
		non vert	42.28							
Fougère aigle :	<i>Pteridium aquilinum</i>	vert	0.67	0.67			50.48	50.48		
		non vert	0				0			
Herbacées autres :			1.1		2.05		0.2			
Autres ligneux :					2.12	5.45	1.07	1.78	NA	2.79
					3.33		0.71		NA	

(D)

			BILOS	BRAY	NEZER	VIELLE
Molinie :	<i>Molinia caerulea</i>		3.53	96.57	39.25	
Bruyère cendrée	<i>Erica cinerea</i>		4.56			7.78
Callune :	<i>Calluna vulgaris</i>		14.65			73.10
Ajonc d'Europe :	<i>Ulex Europaeus</i>			3.42	2.62	19.11
Ajonc nain :	<i>Ulex Nanus</i>		75.65			
Fougère aigle :	<i>Pteridium aquilinum</i>		1.58		58.12	

Tableau 3.7 : Biomasse aérienne des espèces du sous-bois mesurée sur les 4 sites.

NA : non mesuré

(A) Biomasse (matière sèche en g/m²)

(B) Biomasse en pourcentage de la biomasse aérienne totale. Les espèces surlignées représentent plus 15% de la biomasse totale

(C) Biomasse en pourcentage de la biomasse aérienne totale sans la mousse. Les espèces surlignées représentent plus de 40% de la biomasse totale sans la mousse

(D) Biomasse verte en pourcentage de la biomasse aérienne verte des espèces principales sans la mousse. Les espèces surlignées représentent plus de 50% de la biomasse verte totale des espèces principales sans la mousse

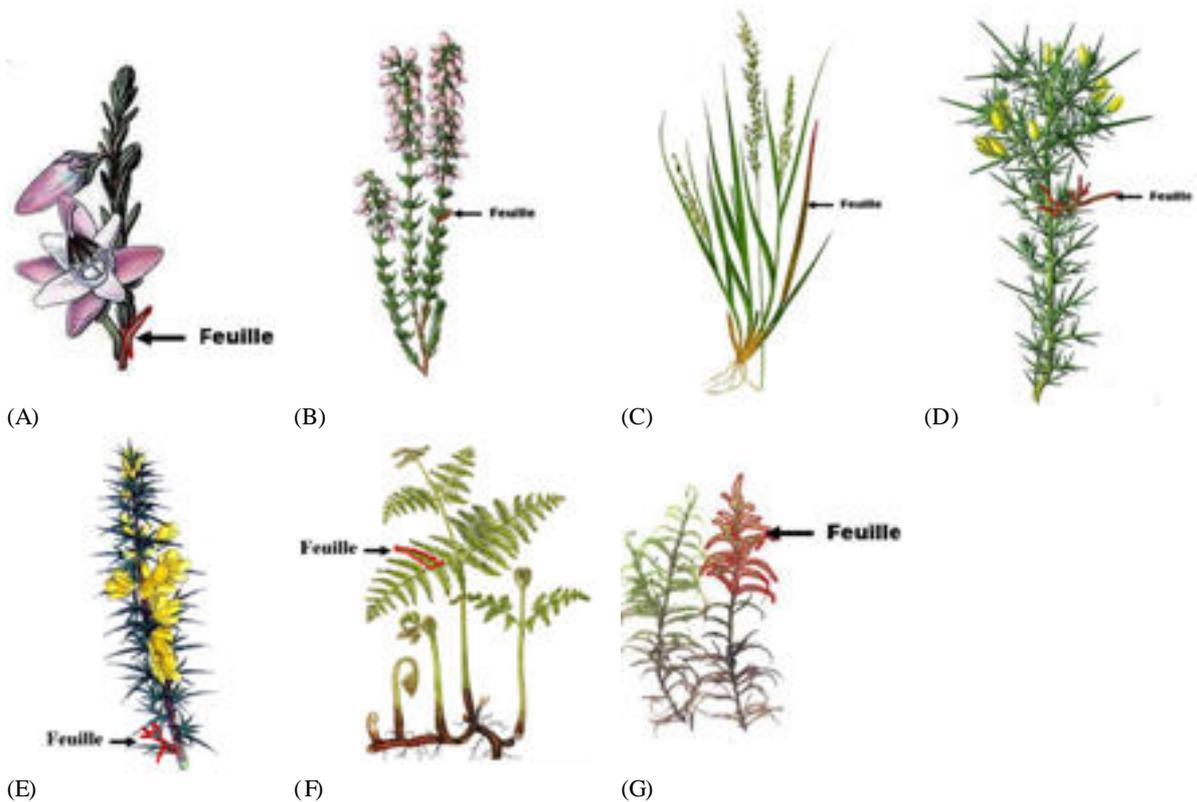


Figure 3.10 : Illustration des espèces principales rencontrées sur l'ensemble des sites. Les contours rouges permettent d'identifier les éléments d'appareil foliaire vert, prélevés pour estimer la SLA.

(A) La Callune (*Calluna vulgaris*) d'après l'Atlas des plantes de France par A. Masclef

(B) La bruyère cendrée (*Erica cinerea*) d'après le Deutschlands Flora in Abbildungen par J. et J.G. Sturm

(C) La molinie (*Molinia caerulea*) d'après A Natural History of British Grasses par E.J. Lowe

(D) L'ajonc d'Europe (*Ulex europaeus*) d'après le Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz par O.W. Thomé

(E) L'ajonc nain (*Ulex nanus*) d'après English Botany Or Coloured Figures Of British Plants By J. Sowerby And Others

(F) La fougère aigle (*Pteridium aquilinum*) d'après le Scandinavian Ferns par Benjamin Øllgaard et Kirsten Tind

(G) L'hypne de Schreber (*Pleurozium schreberi*)

3.1.4.2. Biomasse aérienne du sous-bois

Couvrant chaque sous-placette, un cadre en bois de 1x1 m a été posé au sol. Toute la végétation aérienne (chlorophyllienne ou non) incluse dans ce cadre a été récoltée. Les espèces ont été triées avant mise en sac en fonction de leur abondance : espèce par espèce pour les espèces les plus représentées, tandis qu'aucun tri n'a été effectué entre les espèces secondaires. La végétation a été stockée dans des sacs en papiers sur lesquels étaient indiqués le site, la date, le point de mesure et le nom de l'espèce ou du groupe d'espèce. En laboratoire, la partie verte chlorophyllienne et la partie non verte de chaque sac ont été séparées dans la majeure partie des cas. On a ainsi obtenu des échantillons de parties vertes et des échantillons de parties non vertes pour la Molinie, la Bruyère cendrée, la Callune, l'Ajonc d'Europe, l'ajonc nain et la Fougère aigle sur tous les sites où ces espèces étaient majoritaires. Au cas contraire, la biomasse verte de l'espèce est calculée à partir de la biomasse totale, sur la base d'un rapport biomasse verte/biomasse totale calculé sur les sites où les biomasses verte et totale de la même espèce ont été mesurées. La séparation des parties vertes n'a jamais été faite pour les mousses ni pour certains groupes d'espèces secondaires, cette opération étant trop complexe ou trop longue à faire. Une fois ce tri effectué, les échantillons ont été séchés à l'étuve à 65°C jusqu'à poids constant puis pesés.

Au final, pour chaque site, on a obtenu la quantité moyenne de biomasse sèche par unité de surface (g/m^2) et sa distribution selon les compartiments : vert ou non vert, espèce ou groupe d'espèces. Ces résultats sont donnés au [Tableau 3.7A](#).

La distribution est exprimée en proportion de la biomasse totale dans le [Tableau 3.7B](#) et après exclusion des mousses dans le [Tableau 3.7C](#). Enfin le [Tableau 3.7D](#) donne la répartition de la biomasse verte entre les espèces principales, sans prendre en compte les mousses dont on n'avait recueilli aucune information sur la fraction biomasse verte/biomasse totale. Ces tableaux mettent en évidence les espèces principales et leur importance relative sur chaque site.

3.1.4.3. Surface massique foliaire (SLA) des espèces principales

Un échantillon de feuilles vertes ([Figure 3.10](#)) de chaque espèce principale a été prélevé à proximité (moins d'un mètre) de chacune des sous placettes sélectionnées, et ce sur un ou plusieurs sites. Seule la molinie a été échantillonnée sur les trois sites où elle était présente, les autres ne l'ont été que sur un site, en général celui où elles sont les plus abondantes. Ces échantillons ont été placés dans une glacière durant la campagne de mesure afin de limiter la déperdition d'eau et faciliter les mesures ultérieures en laboratoire. La définition d'un échantillon est spécifique à chaque espèce. Pour la molinie, il est constitué de 3 rectangles de 20 mm de long pris sur les deuxièmes et troisièmes feuilles d'un même pied (soit 3x2 portions de feuilles). Pour les ajoncs, il s'agit des épines vertes des deux dernières pousses de deux rameaux. Pour la bruyère cendrée, ce sont les feuilles vertes de la pousse sous l'inflorescence de 5 rameaux. Pour la callune, un échantillon est formé de feuilles vertes prises sur la pousse 2008 de 5 rameaux. Dans le cas de la fougère, on a prélevé 4 à 8 folioles sur 3 étages de feuilles espacés de 70 cm environ d'un même pied (soit 12 à 24 folioles). Enfin, chaque échantillon de mousse consiste en 3 "palmettes" vertes prises en 3 endroits différents (soit 3x3 palmettes). La surface de chaque échantillon est mesurée au laboratoire. Ensuite les échantillons sont séchés à l'étuve jusqu'à poids constant durant 24h, puis pesés.

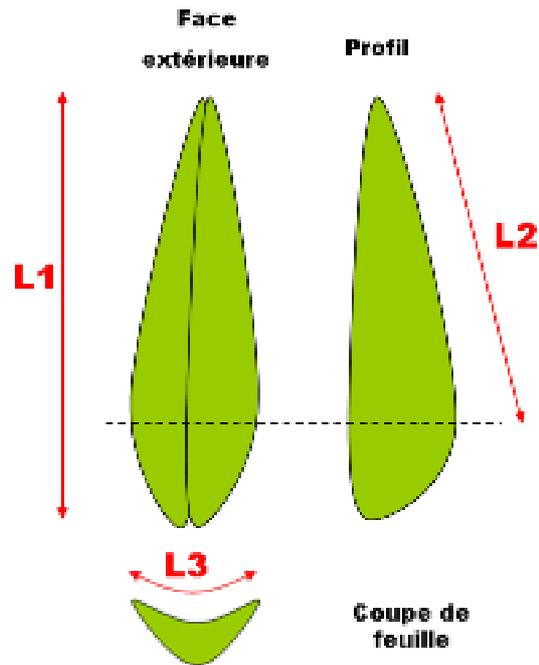


Figure 3.11: Morphologie schématique de la feuille de callune (*Calluna vulgaris*). Les vues externe, de profil et en coupe de la feuille sont présentées. L1, L2 et L3 indiquent les longueurs qui ont été mesurées pour estimer la surface développée d'une feuille et sa surface à l'état plié (c.-à-d. demi-surface externe).

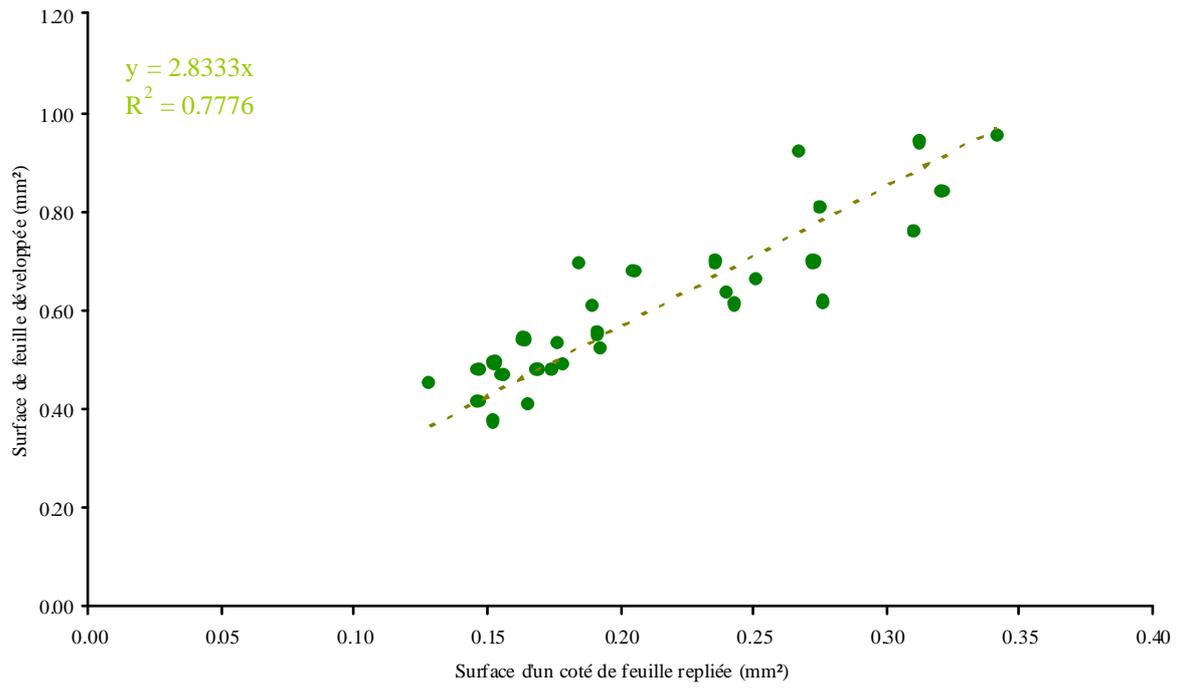


Figure 3.12 : Relation entre la surface développée d'une feuille de callune (ST) et de la surface du coté de la feuille à l'état plié (SP). Les deux variables de surface ont été calculées à partir des longueurs caractéristiques données en [Figure 3.11](#).

(A)

		BILOS	BRAY	NEZER	VIELLE
Molinie : <i>Molinia coerulea</i>	feuille 2	0.02250	0.01841	0.02545	
	feuille 3	0.02101	0.01995	0.02845	
	ensemble	0.02176	0.01918	0.02695	
Bruyère cendrée : <i>Erica cinerea</i>		0.00913			
Callune : <i>Calluna vulgaris</i>					0.01776
Ajonc d'Europe : <i>Ulex europaeus</i>					0.00740
Ajonc nain : <i>Ulex nanus</i>		0.00616			
Fougère aigle : <i>Pteridium aquilinum</i>	étage 1			0.01065	
	étage 2			0.01050	
	étage 3			0.01191	
	ensemble			0.01102	
Mousse (Hypne de Schreber) : <i>Pleurozium schreberi</i>					0.01231

(B)

		SLA Moyenne mesurée	Valeurs de référence	Références
Molinie : <i>Molinia coerulea</i>	(0.01918 à 0.02695)		0.019 à 0.022 0.021 à 0.024 0.021 à 0.025 0.010 à 0.017 0.012 à 0.017	Stahl, 2005 Poorter et De Jong, 1999 Gusewell, 2005 Franzari et al., 2008 Gaudio et al., 2011
Bruyère cendrée : <i>Erica cinerea</i>	0.00913			
Callune : <i>Calluna vulgaris</i>	0.01776		0.008 à 0.011 0.009 0.005 à 0.011	Poorter et De Jong, 1999 Kuusk et al., 2004 Gaudio et al., 2011
Ajonc d'Europe : <i>Ulex Europaeus</i>	0.00740			
Ajonc nain : <i>Ulex Nanus</i>	0.00616			
Fougère aigle : <i>Pteridium aquilinum</i>	0.01102		0.015 à 0.017 0.007 à 0.020 0.012 0.01 à 0.048	Stahl, 2005 Oikawa et al., 2004 Kuusk et al., 2004 Gaudio et al., 2011
Mousse (Hypne de Schreber) : <i>Pleurozium schreberi</i>	0.01231		0.008	Kuusk et al., 2004

Tableau 3.8 : Surface massique spécifique ou SLA (m²/g) de chaque espèce principale du sous-bois des 4 sites.

(A) SLA moyenne estimée pour chaque site

(B) Récapitulatif sur l'ensemble des sites et comparaison à des données de la littérature

Sauf pour la molinie où elle est mesurée au pied à coulisse, la surface des échantillons de feuille est estimée par planimétrie optique. Tous les éléments foliaires d'un même échantillon ont été mis à plat sans chevauchement dans une pochette plastique sur une feuille blanche. Un réglét a été placé à côté de chaque pochette plastique en tant que référence de mesure. L'ensemble est numérisé, avec un scanner, en couleur sans compression et à la résolution de 600 x 600 ppi. Les images résultantes ont été traitées avec le logiciel libre d'analyse d'images « Image J » (Rasband, 2012). Ce logiciel permet d'estimer la surface d'éléments contenus dans une image sous condition de lui fournir une référence métrique. A l'exception de la callune, les feuilles des espèces étudiées sont planes ou ont une forme de cylindre assez aplati. Par conséquent, on pouvait considérer que la surface estimée par « Image J » correspondait à la moitié de la surface totale des échantillons de feuille.

En ce qui concerne la callune, la feuille présente une forme de pyramide allongée et légèrement écrasée, avec une face extérieure faites de deux facettes extérieures quasi planes et une face intérieure pliée, qui est schématisée dans la Figure 3.11. La quasi-totalité des feuilles se pliaient complètement en deux lors de la numérisation des échantillons. Par conséquent, on ne peut plus considérer que la surface estimée par « Image J » correspond à la moitié de la surface totale de la feuille. La surface estimée par planimétrie est en fait la surface d'une feuille de callune repliée en deux (SP), soit sa 1/2 surface extérieure. On a alors établi une relation allométrique entre SP et la surface totale développée de la feuille (ST), soit la somme de la surface de sa face extérieure et celle de sa face inférieure. Pour cela, 3 longueurs caractéristiques permettant de calculer SP et ST ont été mesurées sur 20 feuilles de callune (Figure 3.11). Une régression linéaire entre les valeurs observées de ST et SP montre que la surface totale développée de l'échantillon correspond à 2,8 fois la surface mesurée par « Image J » (Figure 3.12).

La SLA a alors été calculée pour chaque échantillon de feuille verte comme le rapport entre la moitié de sa surface développée et sa masse sèche (m²/g). Les valeurs ont été ensuite moyennées par espèce et par site. Les résultats obtenus sont donnés dans le Tableau 3.8. Ils sont cohérents avec les gammes de valeurs de SLA trouvées dans la littérature sur les mêmes espèces (Tableau 3.8B), sauf pour la callune où des valeurs plus élevées ont été obtenues.

3.1.4.4. Estimation du LAI estival des espèces principales du sous-bois

Le LAI est défini comme la demi-surface développée des feuilles vertes par unité de surface de terrain horizontal (Chen and Black, 1992, Baret et al., 2010). Le LAI propre à chaque espèce étudiée, LAI_{espèce}, peut donc être estimé à partir de la biomasse sèche de ses feuilles vertes par unité de surface de terrain, Biomasse_{espèce}, et de sa SLA, SLA_{espèce}, estimée précédemment, selon l'équation :

$$\text{LAI}_{\text{espèce}} = \text{Biomasse}_{\text{espèce}} \times \text{SLA}_{\text{espèce}} \quad (3.7)$$

La SLA n'est pas constante pour une espèce donnée et varie en fonction de la période de l'année et de l'alimentation en eau ou en azote (Stahl, 2005, Poorter et De Jong, 1999, Gusewell, 2005, Franzarig et al., 2008, Oikawa et al., 2004). Ainsi on peut voir que la SLA moyenne de la molinie variait sensiblement entre les trois sites de BRAY, BILOS et NEZER (respectivement 0,019, 0,022 et 0,027, Tableau 3.8). Quant aux autres espèces, on n'a aucune information sur une éventuelle variation inter-sites de SLA_{espèce}, puisque celle-ci n'a été mesurée que sur un seul site, celui où l'espèce considérée était en général la plus abondante. Donc, c'est la même valeur de SLA_{espèce} qui a été appliquée aux 4 sites dans le calcul du LAI des espèces autres que la molinie.

	BILOS			BRAY			NEZER			VIELLE		
	LAI	Contribution Avec mousse	Contribution Sans mousse	LAI	Contribution Avec mousse	Contribution Sans mousse	LAI	Contribution Avec mousse	Contribution Sans mousse	LAI	Contribution Avec mousse	Contribution Sans mousse
Molinie :	0.15	8.47	8.91	2.18	61.70	98.64	2.26	53.43	61.60	0.07	1.32	4.70
Bruyère cendrée :	0.08	4.59	4.83							1.28	24.13	85.96
Callune :	0.51	28.70	30.19							0.14	2.62	9.34
Ajonc d'Europe :			0.00	0.03	0.85	1.36	0.04	0.97	1.12			
Ajonc rain :	0.92	51.36	54.02									
Fougère aigle :	0.04	1.96	2.06				1.37	32.34	37.29			
Mousse (Hypne de Schreber) : <i>Pleurozium schreberi</i>	0.09	4.92		1.32	37.45		0.56	13.26		3.82	71.93	
Total	1.79	100	100	3.53	100	100	4.24	100	100	5.30	100	100
Total sans mousse	1.70			2.21			3.68			1.49		

Tableau 3.9 : Estimations du LAI des espèces principales du sous-bois en été 2008 à partir des mesures de biomasse verte et de SLA. Le LAI calculé et la contribution du LAI (en %) de chaque espèce au LAI total des espèces principales sont présentés. Les espèces surlignées ont un LAI supérieur à 15% du LAI des espèces principales (avec et sans mousse). Pour la mousse, le LAI est estimé à partir de la SLA des parties feuillées vertes et de la biomasse totale (parties vertes + non vertes).

Par ailleurs, pour la molinie, les ajoncs et la fougère ce n'est pas un LAI, mais plutôt un GAI qui a été obtenu. En effet dans ces cas la biomasse verte mesurée ne correspondait pas exclusivement aux feuilles mais englobait l'ensemble de tous les éléments verts (feuilles, tiges, etc.). On a alors fait l'hypothèse que la SLA des parties vertes était similaire à celle mesurée sur les feuilles vertes.

Enfin, le LAI des mousses est probablement fortement surestimé puisqu'il a été calculé à partir de la SLA des parties vertes feuillées et de la biomasse totale au lieu de la seule biomasse verte, parties vertes et non vertes n'ayant pas été différenciées lors des mesures de biomasse.

Les valeurs de LAI obtenues pour les principales espèces du sous-bois en juillet 2008 sont données pour chaque site dans le [Tableau 3.9](#). Leur somme est un indicateur du LAI du sous-bois puisque la biomasse des seules espèces principales représente plus de 95% de la biomasse totale du sous-bois sur chaque site ([Tableau 3.7](#)).

3.2. Observations satellitaires

3.2.1. Série de données VEGETATION 2002-2008

Le choix des données satellitaires a ciblé celles issues de MODIS et de VEGETATION pour leur bon compromis entre résolution spatiale et temporelle.

D'un côté, les données issues de VEGETATION, après prétraitement par l'algorithme de [Hagolle et al. \(2005\)](#), présentent une résolution spatiale d'environ 1 km, une fréquence temporelle effective de 10 jours après prétraitement et une grande qualité des traitements radiométriques avec filtrage des pixels ennuagés, réflectance corrigée des effets atmosphériques et des effets bidirectionnels (direction de visée et direction du soleil).

D'un autre côté, les données MODIS présentent certes une plus forte résolution spatiale (500 m, voire 250 m) à un pas de temps similaire à celles des données VEGETATION (8 jours), mais avec le défaut de ne pas être corrigées des effets bidirectionnels. Il existe toutefois des produits MODIS ayant une correction des effets bidirectionnels mais dans ce cas la résolution spatiale est sacrifiée avec un pas de temps qui passe à 16 jours (produit MCD43A4).

[Duchemin \(1999\)](#) a montré que sur le massif landais, la réflectance des peuplements de pin maritime est très sensible à la direction de visée et à la position du soleil. Aussi, afin de limiter l'impact de ces dernières, il est nécessaire de travailler avec des réflectances corrigées de ces effets, autrement dit soit avec une résolution temporelle de 10 jours avec une résolution spatiale de 1 km avec VEGETATION, soit avec une résolution temporelle de 16 jours avec une résolution spatiale de 500 m avec MODIS. Travaillant sur la phénologie foliaire, qui est un phénomène relativement rapide, le choix a été fait de privilégier la résolution temporelle à la résolution spatiale et donc les données issues de VEGETATION.

Par conséquent, l'étude est fondée sur l'exploration de la série journalière d'images acquises à la résolution spatiale de 1 km par les capteurs VEGETATION 1 et 2 à bord des satellites SPOT 4 et 5 sur l'ensemble du massif forestier landais durant 7 ans de début 2002 à fin 2008.

Les données de niveau 1 issue de VEGETATION nommées VGT-P, (Maisongrande et al., 2004) ont été prétraitées par Olivier Hagolle (CNES/Cesbio) avec l'algorithme de Hagolle et al. (2005). Cet algorithme est similaire à celui utilisé pour réaliser les produits CYCLOPES (Baret et al. 2007). Ce traitement fournit pour chaque pixel, sa réflectance au sol (c'est-à-dire au sommet du couvert) avec une fréquence de 10 jours. Il s'agit d'une valeur composite qui combine des observations sur une séquence de plusieurs jours, donc non instantanée. Après correction de la dérive de sensibilité du capteur et correction atmosphérique, les pixels sont filtrés aux dates où ils contiennent des nuages et/ou de la neige. Ensuite les variations directionnelles de la réflectance sont modélisées par ajustement statistique du modèle de Roujean et al. (1992) sur une fenêtre temporelle, de plus ou moins 15 jours, centrée sur le milieu de chaque période successive de 10 jours. Quand moins de 3 données sans nuage et sans neige étaient disponibles sur cette fenêtre temporelle, aucune donnée n'a été produite pour la décade concernée. Sinon, le modèle est calculé et appliqué pour produire la réflectance normalisée pour un angle zénithal de visée égal à 0° et pour l'angle zénithal du soleil à 10h30 au jour médian de la décade. Les données résultantes ont été fournies en latitude-longitude (c'est-à-dire WGS84) avec une résolution spatiale de 1/112° (approximativement 700 x 1 000 m) sur la zone d'étude.

La série de données décadaires produite couvre la période du 1 mars 2002 au 31 décembre 2008. Elle combine des données acquises par les deux capteurs VEGETATION: VEGETATION1 pour les décades du 01/03/2002 au 21/12/2002, VEGETATION2 pour celles du 11/06/2002 au 21/12/2008.

Seules les réflectances dans les bandes spectrales du rouge (Rouge, 610-680 nm) et du proche infrarouge (PIR, 780-890 nm) ont été exploitées.

3.2.2. Indice de végétation PVI

- Raison de ce choix

La phénologie de la végétation forestière a été étudiée grâce à l'indice de végétation PVI (Perpendicular Vegetation Index). Cet indice de végétation a été choisi parmi les indices de végétation les plus utilisés, à savoir le DVI, l'EVI, le NDVI, le PVI, le RVI, le SAVI, etc (Baret et al., 1995, Huete et al., 2002). Les indices de végétation conçus pour minimiser leur sensibilité à la réflectance du sol, comme le PVI et les indices de végétation du type SAVI, fournissent une estimation satisfaisante de la fraction de couvert (Baret et al., 1995) et du LAI (Elvidge et Chen, 1995). Par ailleurs, sur le massif landais, la conduite des peuplements de pin maritime traditionnelle entraîne une mise à nu plus ou moins importante du sol sous les arbres et ce de manière plus ou moins périodique. En effet, le sous-bois est partiellement détruit par le débroussaillage fait au rouleau landais à l'occasion des travaux de reboisement et des coupes forestières (tous les 5 ans généralement pour les éclaircies D'où la nécessité d'utiliser un indice de végétation limitant, voire supprimant l'effet sol. Le NDVI communément utilisé est plus pauvre sur ce plan (Figure 3.14). De plus les indices de végétation qui sont des combinaisons linéaires des réflectances dans le rouge et le proche infrarouge et non des rapports, comme le DVI (Différence Vegetation Index) ou le PVI, contiennent généralement plus d'informations sur la dynamique de la végétation que le NDVI car ils présentent moins de problèmes de saturation (Huete et al., 2002) et un rapport signal/bruit plus important (Maignan et al., 2008). Par exemple, Guyon et al. (2011) a montré l'intérêt du PVI et Maignan et al. (2008) celui du DVI pour le suivi de la phénologie. Enfin, la calibration du PVI, basée sur la droite des sols, est plus facile à mettre en œuvre que les indices de végétation du type SAVI.

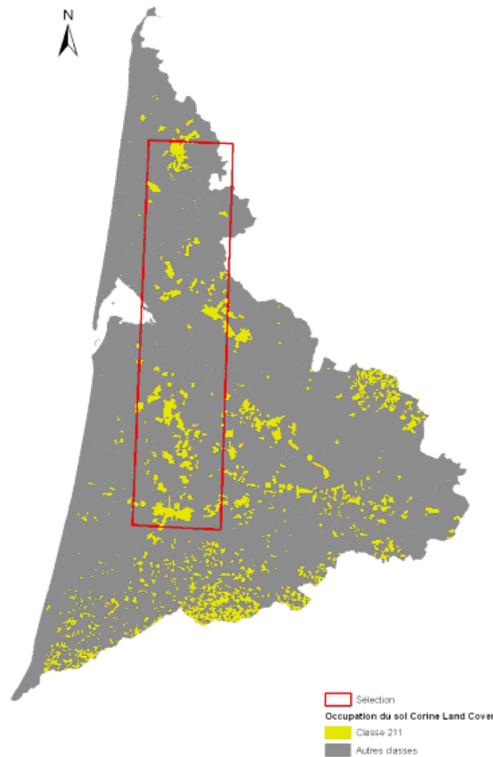


Figure 3.13 : Localisation géographique de la zone où ont été sélectionnés les 85 pixels occupés à 100% par la classe 211 de CLC2000 pour calculer la droite des sols.

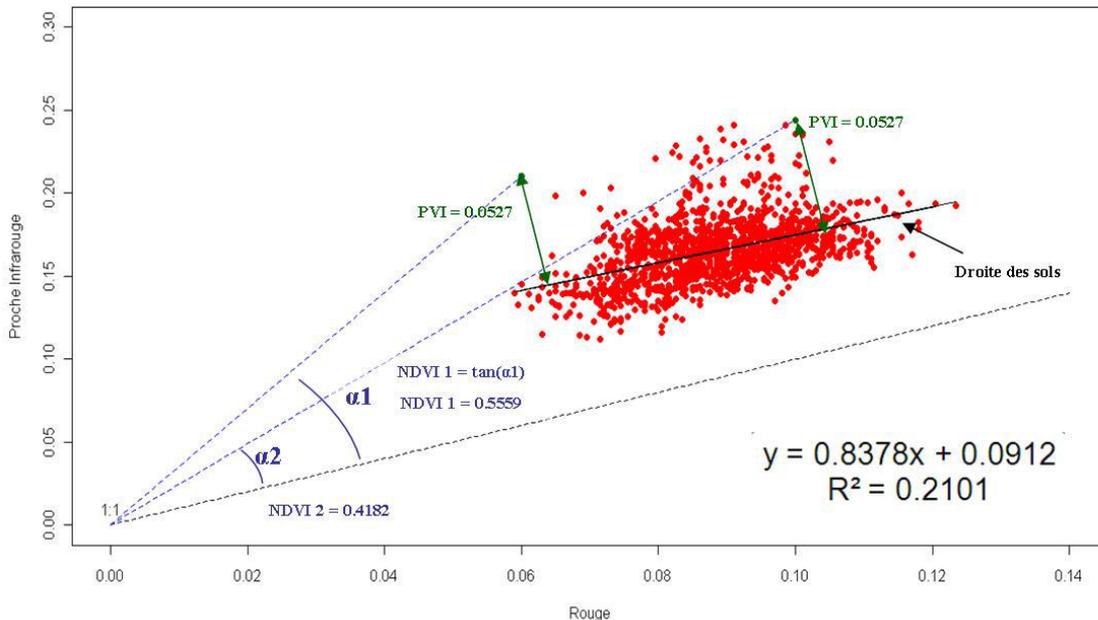


Figure 3.14 : Estimation de la droite des sols par régression linéaire entre les réflectances dans le proche infra rouge et le rouge observées par VEGETATION durant les 3 décades de mars de 2002 à 2008 sur 85 pixels supposés en sol nu ($n=1\ 344$).

L'importance de la prise en compte de l'effet sol est illustrée avec 2 points de PVI égaux où seul le niveau hydrique du sol varie, et donc la surface foliaire est identique. Pour ces 2 points le NDVI a été calculé et montre des valeurs différentes laissant croire à une différence de surface foliaire qui n'existe pas.

Le PVI est défini comme (Baret et al. 1995) :

$$PVI = \frac{\rho_2 - \alpha\rho_1 - \beta}{\sqrt{\alpha^2 + 1}} \quad (3.8)$$

Où ρ_1 et ρ_2 sont respectivement les réflectances observées dans le rouge et le proche infrarouge. α et β correspondent respectivement à la pente et à l'ordonnée à l'origine de la droite des sols.

La droite des sols $\rho_2 = \alpha\rho_1 + \beta$ a été calibrée à partir des réflectances, ρ_1 dans le rouge et ρ_2 dans le proche infrarouge, observées par VEGETATION sur des pixels 100% agricoles à une période de l'année où l'on peut supposer que le sol est complètement nu. Ces pixels (n=85) ont été sélectionnés à l'aide de la base de données géographique Corine Land Cover (§3.2.1) parmi les pixels constitués uniquement de surfaces agricoles (classe 211 de la nomenclature Corine, Tableau 3.10) et localisés au centre du massif landais, où le sol est comparable à celui de la forêt de pin maritime et où la culture dominante est le maïs (Figure 3.13). Dans cette région, l'itinéraire technique du maïs consiste à labourer le sol de janvier à février et semer le maïs d'avril à mai. Donc on pouvait considérer qu'en mars ces pixels étaient totalement occupés par du sol nu. Une régression linéaire entre les réflectances ρ_1 et ρ_2 observées sur ces pixels durant les 3 décades du mois de mars des années 2002 à 2008 a été réalisée.

Une relation linéaire significative entre les réflectances rouge et PIR a été trouvée (n=1 344, $R^2=0,21$, un test t indique que la probabilité que les paramètres α et β soient nuls est inférieure à 0,05), avec $\alpha=0,837840$ (erreur standard=0,044344) et $\beta=0,091160$ (erreur standard=0,003955) (Figure 3.14).

En appliquant ces valeurs de α et β à l'équation 3.8, on obtient donc :

$$PVI = 0,77 \rho_2 - 0,64 \rho_1 - 0,07 \quad (3.9)$$

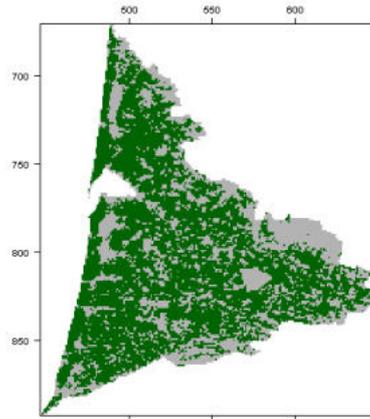


Figure 3.15 : Localisation des pixels VEGETATION constitués à plus de 70% de pin maritime (En vert foncé, n=11 626) dans le périmètre du massif landais à partir de la base de données Corine Land Cover (§ 3.3.1). En gris : les autres pixels (n total=18 209).

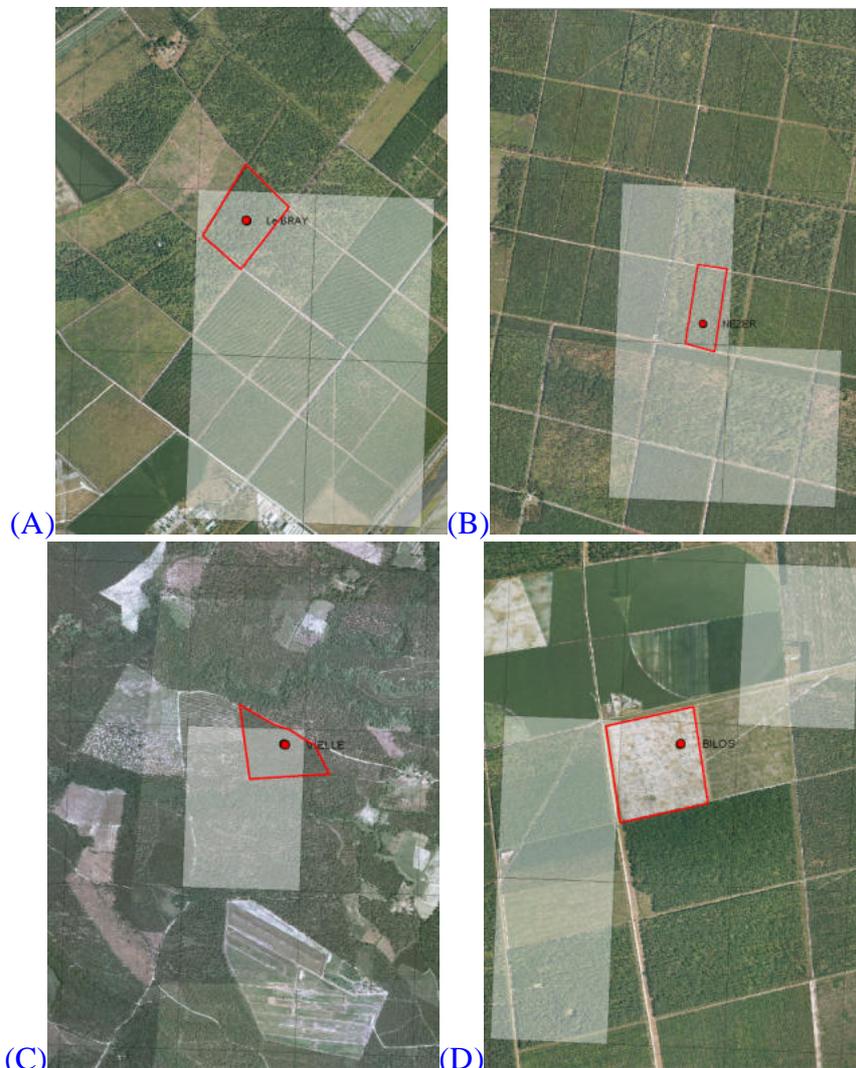


Figure 3.16 : Localisation des pixels de la grille VEGETATION représentatifs (en blanc transparent) de chaque site (contour rouge) dans un voisinage 3x3 centré sur la placette de mesure (point rouge) sur photographies aériennes (BD ORTHO®).

(A) Le BRAY (B) NEZER
(C) VIELLE (D) BILOS

3.2.3. Extraction des profils temporels de PVI

Le PVI a été calculé sur chaque pixel et pour chaque décade où la réflectance normalisée a pu être produite, sinon il a été déclaré en donnée manquante. Le profil temporel du PVI est la séquence de ses valeurs à chaque décade durant la période 2002-2008. On n'a procédé à aucune interpolation temporelle ou spatio-temporelle pour boucher les trous occasionnés par les données manquantes.

L'analyse et l'interprétation des profils n'ont porté que sur les pixels correspondant à des zones dont le taux de boisement en forêt de pin maritime, estimé à partir de la base de données Corine Land Cover, est supérieur à 70%. Ces pixels représentent 64% de la surface englobant le massif forestier landais (Figure 3.15).

Cependant l'analyse des relations entre variations saisonnières du LAI observées *in situ* et celles du PVI VEGETATION a été faite sur la base du profil du PVI extrait sur une fenêtre de 3 x 3 pixels centrée sur chaque placette de mesure *in situ*. Les peuplements du BRAY et de VIELLE couvrent chacun une surface d'environ 300 sur 500 m et ceux de BILOS et NEZER d'environ 500 sur 500 m, soit moins de la moitié de la surface couverte par un pixel VEGETATION (~700 sur 1 000 m après prétraitement). Donc chacun ne contribue que partiellement à l'information radiométrique du ou des pixels qui le couvrent. Cette contribution est sans doute encore plus réduite. En effet du fait de la PSF (Point Spread Function) qui inclut la PSF propre au capteur et des termes dus à l'incertitude de la localisation, au ré-échantillonnage spatial et à la diffusion atmosphérique (Weiss et al., 2007), une proportion non négligeable du signal de chaque pixel provient des pixels avoisinants. Weiss et al. (2007) ont étudié la PSF du produit LAI issu de données VEGETATION avec la procédure de traitement CYCLOPES, c'est-à-dire avec un ré-échantillonnage spatio-temporel de l'information radiométrique originelle VEGETATION similaire à celui pratiqué sur nos données. Ils ont montré que seulement près de 20% de l'information provient du pixel lui-même et que 90% vient du pixel lui-même et ses plus proches voisins (cercle de 3 km de diamètre). Egalement, pour un agrégat de pixels, couvrant une surface de 3 km de diamètre, 65% de l'information provient de l'agrégat. Dans ces conditions, on a choisi de moyenner le PVI décadaire, date par date, sur une fenêtre spatiale de 3 x 3 pixels centrée sur le pixel contenant la placette d'étude. Toutefois, la canopée forestière est hétérogène sur une telle fenêtre spatiale, notamment à cause de la variabilité de l'âge des peuplements. Aussi, sont conservés dans le calcul les seuls pixels ayant au moins 70% de sa surface occupée par un couvert similaire à celui du site d'étude considéré (peuplement adulte de pin maritime pour le BRAY, NEZER et VIELLE, jeune peuplement de pin maritime pour BILOS). On a donc fait l'hypothèse que le type de lande, et par conséquent la composition de la végétation en sous-bois, variaient peu globalement entre les pixels situés dans un voisinage de ~3 km de diamètre autour de chaque site. Pour caractériser l'occupation du sol dans le voisinage de 3 x 3 pixels de chaque site et ses variations de 2002 à 2008, les photographies aériennes (BD ORTHO) disponibles ont été examinées. Ainsi, au final, le nombre de pixels sélectionnés pour estimer le PVI décadaire moyen de chaque site est de 4, 3, 3 et 1 pour le BRAY, BILOS, NEZER et VIELLE, respectivement (Figure 3.16).

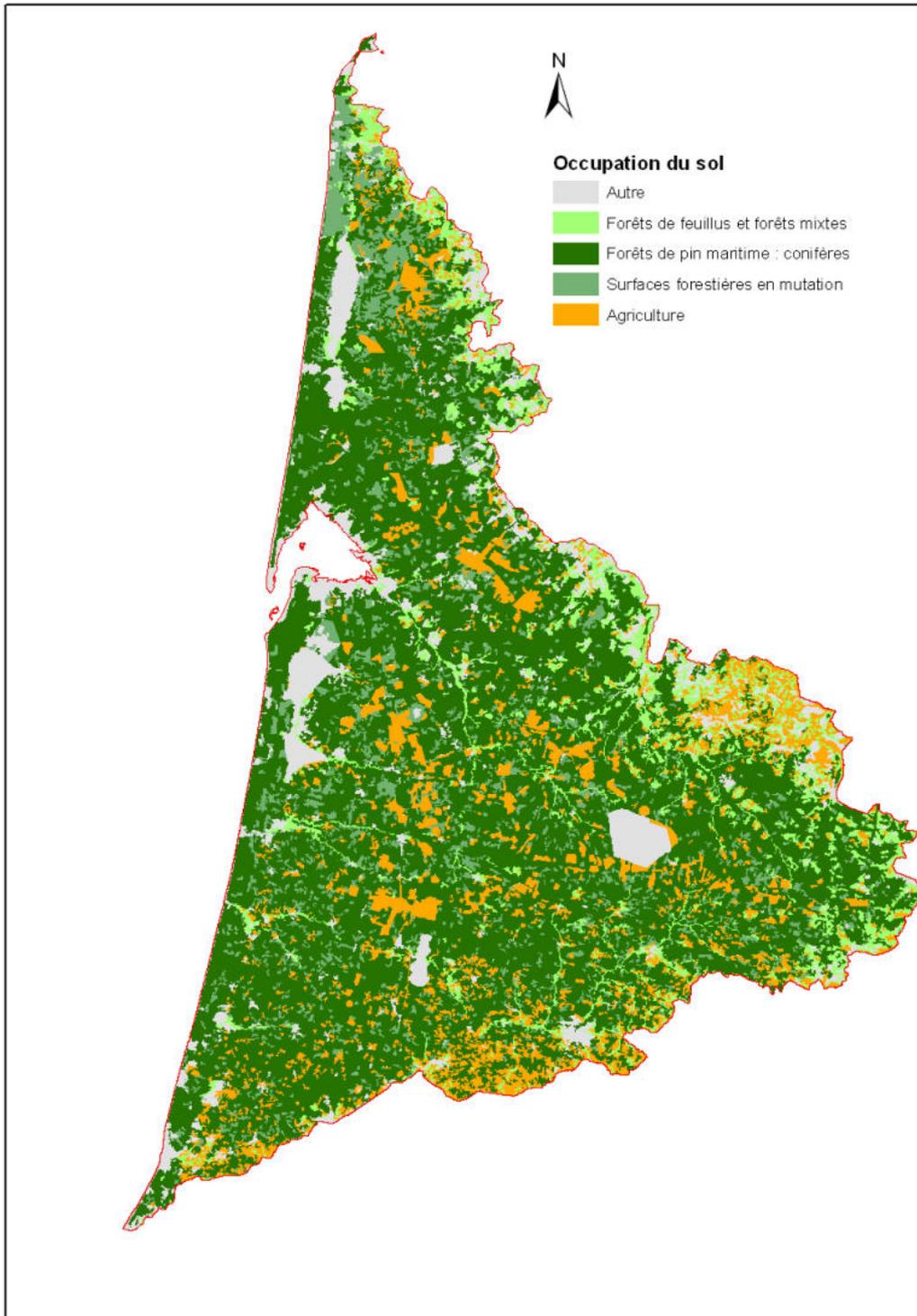


Figure 3.17 : Occupation du sol dans le périmètre du massif landais d'après la base de données Corine Land Cover 2000.

Forêts de feuillus et forêts mixtes = classes 311 et 313

Forêt de pin maritime : conifères = classe 312

Surfaces forestières en mutation = classe 324

Agriculture = classes 211, 221, 222, 242 et 243

Autre = le reste des classes

Classe Corine Land Cover	Définition
111	Tissu urbain continu
112	Tissu urbain discontinu
121	Zones industrielles et commerciales
122	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés
124	Aéroports
131	Extraction de matériaux
132	Décharges
133	Chantiers
141	Espaces verts urbains
142	Equipements sportifs et de loisirs
211	Terres arables hors périmètres d'irrigation
221	Vignobles
222	Vergers et petits fruits
231	Prairies
242	Systemes culturaux et parcellaires complexes
243	Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants
311	Forêts de feuillus
312	Forêts de conifères
313	Forêts mélangées
321	Pelouses et pâturages naturels
322	Landes et broussailles
324	Forêt et végétation arbustive en mutation
331	Plages, dunes et sable
411	Marais intérieurs
421	Marais maritimes
422	Marais salants
423	Zones intertidales
512	Plans d'eau

Tableau 3.10 : Correspondance entre les classes Corine Land Cover et le type d'occupation du sol.

3.3. *Information spatialisée complémentaire sur le massif landais*

Des informations complémentaires sur les sites d'observation *in situ* ou l'ensemble de la région landaise utiles à l'analyse des données de télédétection et à l'interprétation et l'évaluation des résultats ont été recueillies.

3.3.1. Occupation du sol

- à partir des données Corine Land Cover

L'occupation du sol sur l'ensemble du massif landais a été renseignée par la base de données vectorielle européenne Corine Land Cover (CLC). Celle-ci décrit l'occupation du sol sur l'ensemble du territoire européen en grandes classes d'occupation du sol (44) avec une unité cartographique minimale de 25 hectares (Nunes de Lima, 2005).

Sur le massif landais, 28 classes d'occupations du sol sont répertoriées (Tableau 3.10 et Figure 3.13). Les classes 211, 312 et 324 sont les 3 classes importantes pour ce travail.

La classe 211 correspond principalement aux cultures de maïs et cultures légumières industrielles. C'est cette classe qui a servi à la calibration de l'indice de végétation, PVI (§3.2.2).

Les classes 312 et 324, correspondant respectivement aux forêts de conifères et aux surfaces occupées par la forêt ou une végétation arbustive en mutation, renseignent sur la localisation de la forêt de pin maritime. En effet, d'une part, près de 99% des forêts de conifères du massif landais sont constitués de pin maritime (IFN, 2003). D'autre part, la classe 324 représente essentiellement sur cette région les coupes rases, les reboisements et les déboisements accidentels par tempête qui relèvent majoritairement des surfaces à pin maritime. Donc, par la suite, le taux de boisement en pin maritime sur un territoire donné sera estimé par le rapport entre la surface occupée par ces deux classes et la surface totale.

Seule la version CLC2000 donnant l'occupation du sol en 2000 a été utilisée, sa mise à jour pour 2005 n'étant pas disponible au début de ce travail.

- à partir de photographies aériennes

Les photographies aériennes en couleur de la BD ORTHO de l'Institut Géographique National (IGN), d'une résolution de 50 cm, ont servi à décrire l'occupation du sol et la structure des peuplements (classes d'âge, classes de taux de couvert arboré) de pin dans le voisinage des sites d'étude et leur évolution de 2002 à 2008. Pour les sites du BRAY, NEZER et BILOS, on a utilisé celles acquises en juillet 2004 et en juillet 2009 et pour le site de VIELLE celles acquises en octobre 2002.

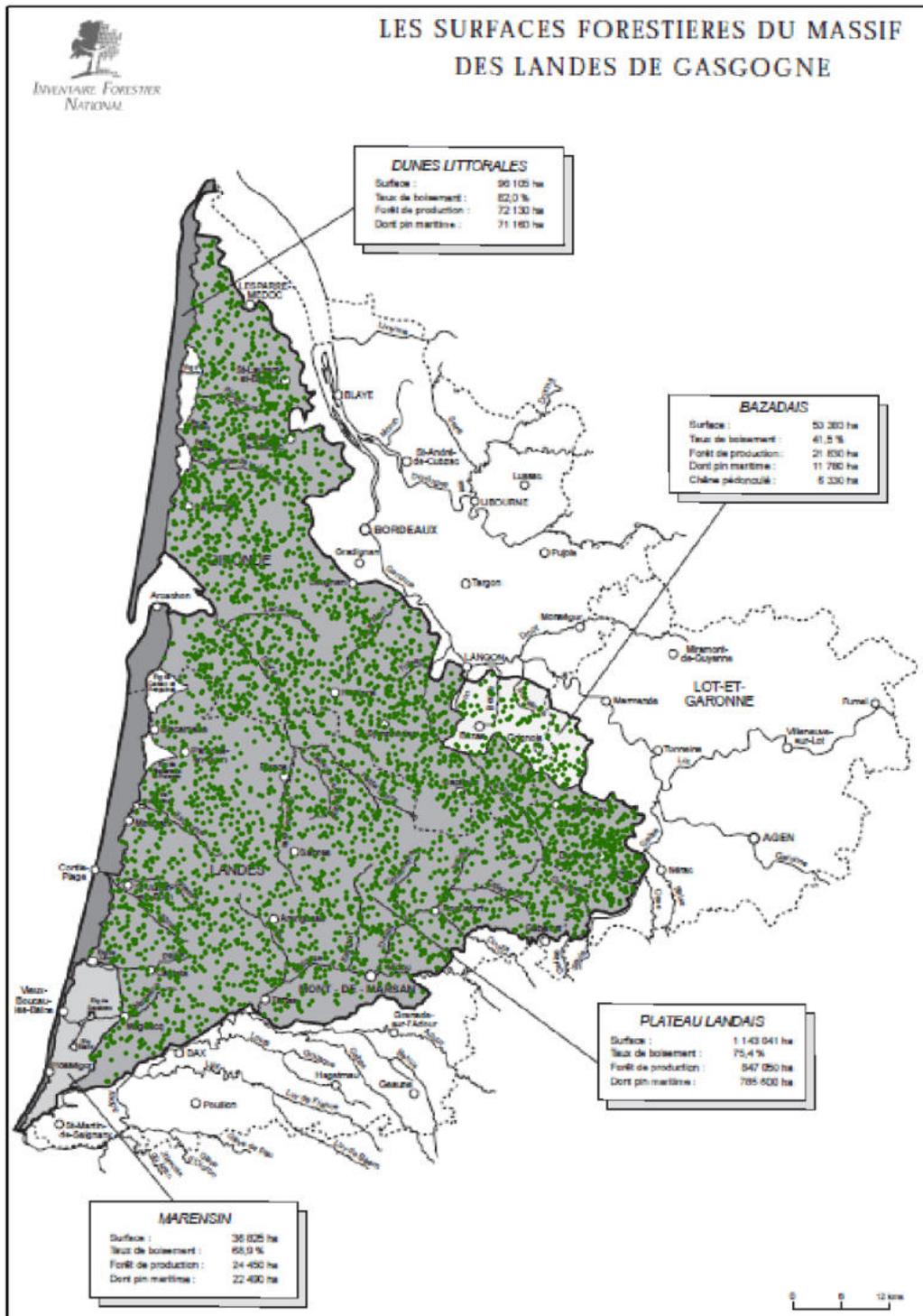


Figure 3.18 : Les régions forestières du massif landais (IFN, 2003). Les points verts indiquent les points d'inventaire de l'IFN (cycle 4).

3.3.2. Indicateurs écologiques de l'IFN

L'Institut Forestier National (IFN), lors de ses inventaires forestiers statistiques périodiques, effectue des observations sur la végétation du sous-bois et sur le sol sur chaque placette échantillon et en tire des indicateurs écologiques. On a utilisé les informations, acquises au cours du 4^{ème} cycle d'inventaire sur le massif landais, c'est-à-dire sur les départements de la Gironde en 1998, des Landes en 1999 et du Lot-et-Garonne en 2000 (IFN, 2003). Les observations plus récentes de la végétation du sous-bois du cycle 5, en cours, sont encore indisponibles, car pas encore acquises dans leur totalité sur chacun des départements. En effet, en 2005, l'IFN a modifié sa méthode d'échantillonnage. Au lieu de réaliser l'inventaire complet d'un département tous les 10 ans, il l'étale sur 10 ans, où 1/10^e des placettes échantillons est observé chaque année.

Le jeu de données écologiques du cycle 4 (1998-2000) fourni par l'IFN couvre les deux zones biogéographiques du Plateau landais et du Bazadais, soit la majeure partie du massif landais. Les plus côtières (Dunes littorales, Marensin) n'y figurent pas. Ces données portent sur près de 3 700 placettes d'inventaire statistique (Figure 3.18).

Les relevés floristiques et pédologiques faits en chaque placette dans une zone circulaire d'un diamètre de 25 m environ (IFN, 2003) ont servi à l'IFN à y caractériser deux indicateurs :

- le type de lande selon la typologie des stations forestières landaises présentées §2.1.2.2, à savoir la lande sèche, mésophile et humide, ainsi que la lande tourbeuse ou marécageuse qui ne concernait que 25 placettes. L'affectation du type de lande a été faite sur la base de la composition floristique et, en cas de doute, des caractéristiques pédologiques (profondeur alios, description des horizons).
- un indice de niveau hydrique bio-indiqué, en dix classes, défini à partir du caractère indicateur des plantes du relevé floristique suivant la typologie donnée par Rameau et al. (1989). La méthodologie de calcul de l'indice est détaillée dans Bruno et Bartoli (2001) et Bruno (2008). Cet indice présente des valeurs de 0 à 9, 0 étant le niveau le plus humide et 9 le niveau le plus sec.

3.4. Modélisation des variations saisonnières du LAI *in situ* et de l'indice de végétation PVI

Ce sont des approches paramétriques similaires, avec ajustement statistique d'une fonction non linéaire, qui ont été choisies pour modéliser les variations saisonnières du LAI observé *in situ* et celles du PVI satellitaire. Dans le premier cas, le modèle est annuel, car la durée des observations du LAI était de un (2007) ou deux ans (2007 et 2008) selon les sites. Dans le second, il est multi annuel, puisque la période explorée va de 2002 à 2008.

3.4.1. Inférence statistique : Choix des modèles du cycle de végétation

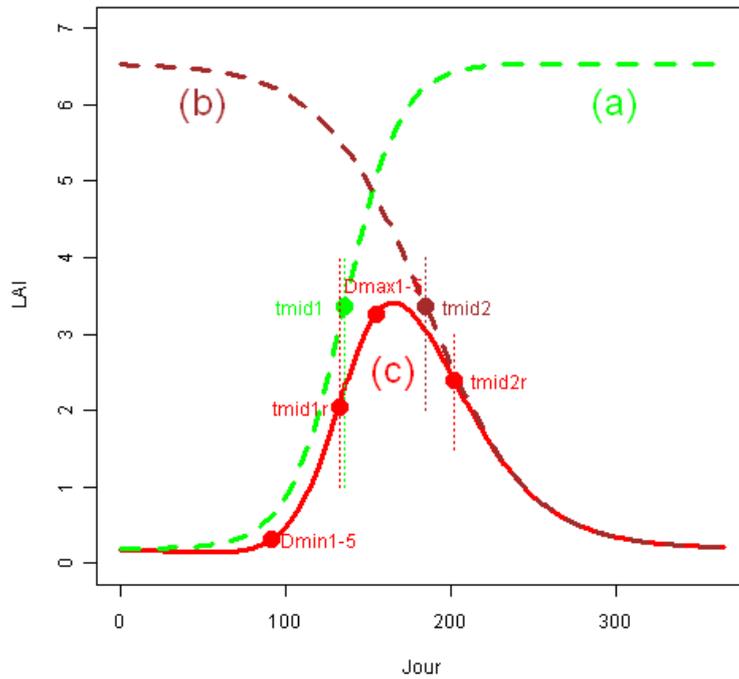
3.4.1.1. Choix du modèle de croissance de base

Depuis plus d'un siècle, les chercheurs ont mis au point des modèles de croissance biologique empiriques des plus simples à forme fixée (par ex. : une fonction exponentielle) à de plus génériques simulant de multiples formes (par ex. : les modèles logistiques généralisés) (Tsoularis et Wallace, 2002, Debouche, 1979). Ces modèles empiriques permettent de substituer les valeurs observées par des données calculées mathématiquement en fonction du temps (ou bien d'une variable cumulée au cours du temps comme une somme de température) et de paramètres facilement interprétables en termes de taux de croissance, de vitesse, de durée et de dates critiques.

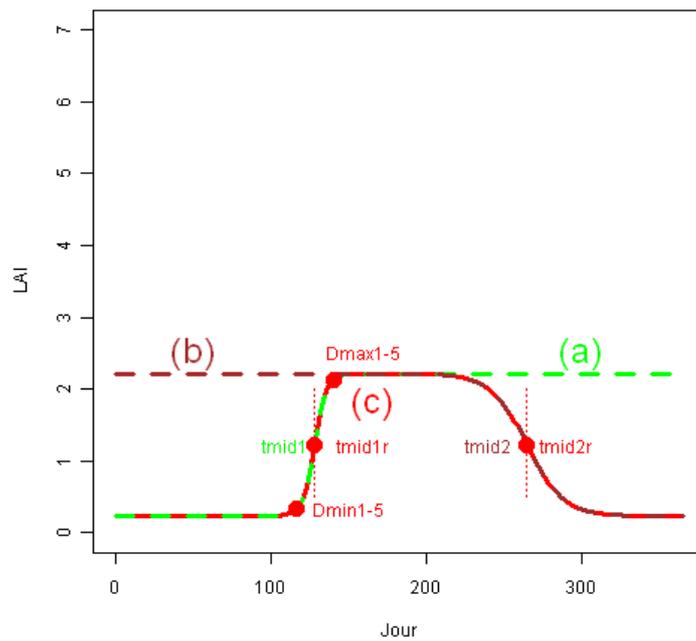
Les variations saisonnières du PVI et du LAI *in situ* ont été caractérisées par une modélisation basée sur la fonction de croissance logistique qui a une forme sigmoïde symétrique (Debouche, 1979, Tsoularis et Wallace, 2002). Cette fonction est classiquement utilisée pour modéliser des accroissements en surface foliaire (par ex. : Koetz et al., 2005) ou des élongations d'organe végétal (par ex. : Hendriksson et al., 2004). C'est aussi la fonction la plus couramment utilisée pour caractériser la dynamique saisonnière de la surface foliaire et dater les phases de transition de phénologie foliaire à partir d'indices de végétation satellitaires (voir par ex. : Ahl et al., 2006, Fisher et Mustard, 2007, Soudani et al., 2008, Zangh et al., 2003) et de mesures optiques *in situ* (fraction de PAR absorbée, PAI), (voir par ex. : Serbin et al., 2009, Garrity et al., 2011). Elle est de la forme :

$$y(t) = c + \frac{d}{1 + e^{a-bt}} \quad (3.10)$$

Où $y(t)$ est la valeur de la variable d'intérêt au temps t . c correspond à l'asymptote inférieure de $y(t)$ et $c+d$ à l'asymptote supérieure. d représente l'amplitude de $y(t)$. $t=a/b$ correspond à la date au point d'inflexion, autrement dit quand $y(t)$ a parcouru la moitié de son amplitude soit $y(t)=c+d/2$. Enfin, le paramètre b contrôle la pente de $y(t)$ durant sa phase de croissance : plus il est élevé plus la vitesse de croissance est forte et donc la durée de la période de croissance est courte.



(A) pas de plateau estival



(B) avec plateau

Figure 3.19 : Illustration du modèle logistique double donné par l'équation 3.11. (c) (en rouge) indique la courbe résultante, (a) et (b) indiquent la contribution des fonctions logistiques de croissance (a en vert) et de décroissance (b en marron). Sont repérés sur les courbes (a) et (b) les paramètres t_{mid1} et t_{mid2} , dates des points d'inflexion des 2 fonctions. Egalement figure sur la courbe (c) la position des métriques t_{mid1r} , t_{mid2r} , D_{min1-5} et D_{max1-5} . Exemples sur les variations du LAI du sous-bois du site du BRAY (A) et de NEZER (B) en 2008.

3.4.1.2. Modélisation du cycle annuel de végétation

○ Modèle logistique double de base ("modèle annuel simple")

Un cycle de végétation annuel peut être décomposé en deux phases : une de croissance et une de décroissance. Aussi, un premier modèle logistique peut simuler la croissance foliaire tandis qu'un deuxième modèle logistique, négatif, peut simuler la sénescence foliaire (Zan gh, 2003).

Cependant, il n'est pas forcément pertinent de modéliser ces 2 phases comme des processus successifs indépendants dans le cas des structures végétales complexes, telles que les forêts de conifères ou de feuillus, qui combinent diverses espèces végétales possédant, chacune, une phénologie propre. Dans ce cas précis, il n'est pas impossible que la sénescence de certaines plantes ou espèces ait lieu pendant que d'autres voient tout juste leurs feuilles apparaître. Même si l'écosystème n'était constitué que de plantes d'une même espèce à feuillage persistant et ayant toutes un cycle phénologique identique, la dynamique saisonnière de la surface foliaire verte peut aussi être complexe étant donné que les plus vieilles feuilles peuvent tomber ou jaunir tandis que de nouvelles apparaissent ou grandissent (Porté, 1999). C'est pourquoi, il est possible que le LAI n'atteigne pas de plateau en été, autrement dit, une valeur maximum stable, entre le printemps et l'automne (cas type de la Figure 3.19A). Enfin, si on s'intéresse au comportement saisonnier des indices de végétation, contrairement au NDVI, certains indices, comme le PVI utilisé dans ce travail, ne présentent pas toujours de phase de saturation lors des maximums de LAI en été (cf. par ex. : Guyon et al., 2011) et par conséquent, une absence du plateau de saturation est possible (cas type de la Figure 3.19A).

Une fonction logistique double asymétrique, qui somme une fonction logistique croissante et une autre décroissante, permet de décrire le comportement phénologique de la végétation durant tout le cycle de végétation. Cette fonction a la forme suivante :

$$Y(t) = Y_{Min} + (Y_{Max} - Y_{Min}) \left(\frac{1}{1 + e^{\frac{tmid_1 - t}{scal_1}}} - \frac{1}{1 + e^{\frac{tmid_2 - t}{scal_2}}} \right) \quad (3.11)$$

Ces deux fonctions élémentaires sont paramétrées de telle sorte que les deux asymptotes de l'équation complète soient identiques (autrement dit, quand t tend vers $-\infty$ et $+\infty$, $Y(t)$ tend vers Y_{Min}). Leur paramétrage a été modifié par rapport à l'équation 3.10 de telle sorte que $tmid_1$ et $tmid_2$ correspondent à la date de leur point d'inflexion sur les périodes de croissance et décroissance, $scal_1$ et $scal_2$ étant indicateurs de la durée de ces dernières.

Ce modèle à six paramètres est largement utilisé pour décrire la phénologie du NDVI des écosystèmes simples de forêts à feuilles caduques (par ex. : Fisher & Mustard, 2007, Soudani et al., 2008) où le LAI vert des arbres est nul en début et en fin du cycle de végétation, conférant au NDVI une valeur similaire aux deux extrémités du cycle. Il est également appliqué à des écosystèmes dont le NDVI est minimum en hiver et y varie peu (Beck et al., 2006).

Le modèle n'est pas seulement applicable au cas où Y plafonne en période estivale, comme illustré par la [Figure 3.19B](#). Il permet également de faire interférer la sénescence de certaines parties de la végétation avec l'apparition d'un nouveau matériel végétal vert, comme dans le cas de la [Figure 3.19A](#). En effet réécrire l'équation 3.11 de la manière suivante aide à l'interprétation de Ymax :

$$Y(t) = Y_{Min} + (Y_{Max} - Y_{Min}) \left(\frac{1}{1 + e^{\frac{t - mid_1 - t}{scal_1}}} \right) + Y_{Max} - (Y_{Max} - Y_{Min}) \left(\frac{1}{1 + e^{\frac{t - mid_2 - t}{scal_2}}} \right) - Y_{Max} = Y1(t) + Y2(t) - Y_{Max} \quad (3.12)$$

Les fonctions Y1 (croissance, courbes a de la [Figure 3.19](#)) et Y2 (décroissance, courbes b) ont la même valeur YMax d'asymptote supérieure. Dans le cas d'un plafonnement de Y ([Figure 3.19B](#)), YMax donne la valeur maximale de Y. Dans le cas contraire ([Figure 3.19A](#)), il représente une sorte de maximum potentiel de Y.

Par ailleurs, on s'intéresse ici aux variations annuelles du LAI, ou des indices de végétation. Comme celles-ci sont bornées dans le temps entre le jour 1 et le jour 365 de l'année, ce modèle permet de simuler simultanément la phase de croissance et la phase de décroissance avec des valeurs de $Y(\text{jour de l'année}=1)$ et de $Y(\text{jour de l'année}=365)$ non similaires, alors que $Y(t \rightarrow -\infty) = Y(t \rightarrow +\infty)$. Le modèle permet donc de simuler une augmentation de végétation verte entre le début et la fin de l'année ou la réalisation du minimum annuel de Y à une date postérieure au 1^{er} janvier, en fin d'hiver par exemple.

○ Modèle logistique double plus général ("modèle annuel général")

Cependant le modèle logistique de base ([équation 3.11](#)) suppose que le potentiel de sénescence d'une année donnée est équivalent au potentiel de croissance en végétal vert de la même année. Mais dans le cas de la présence d'espèces à feuillage vert persistant, ce n'est pas forcément vrai ; la perte de feuillage vert dépend alors de son accroissement effectivement réalisé les années précédentes et n'affecte qu'une fraction du feuillage vert en place. Pour tenir compte de cette contrainte, le modèle de base a été modifié en paramétrant séparément l'amplitude de la fonction de croissance (amplitude=YMax-YMin1) et celle de décroissance (amplitude=YMax-YMin2). On a alors le modèle plus général à 7 paramètres suivant :

$$Y(t) = Y_{Min1} + (Y_{Max} - Y_{Min1}) \left(\frac{1}{1 + e^{\frac{t - mid_1 - t}{scal_1}}} \right) - (Y_{Max} - Y_{Min2}) \left(\frac{1}{1 + e^{\frac{t - mid_2 - t}{scal_2}}} \right) = Y_{Min1} + Y_1(t) + Y_2(t) \quad (3.13)$$

Ce nouveau modèle ([équation 3.13](#)) permet de simuler la variation saisonnière du LAI ou d'indices de végétation d'écosystèmes comprenant des espèces à feuillage pérenne, dont le LAI peut varier d'une année à l'autre durant la période de dormance, et permet d'éviter une possible discordance de $Y(t)$ entre la fin d'une année et le début de la suivante.

Par la suite pour simplifier on appellera le modèle logistique double de base de l'équation 3.11 "modèle annuel simple" et celui plus général de l'équation 3.13 "modèle annuel général".

3.4.1.3. Passage du modèle annuel au multi-annuel

Modéliser la variation de la surface foliaire verte et du PVI au cours d'une année civile est intéressant en soi, mais présente des limites. Tout d'abord, le cycle saisonnier de variation de la surface foliaire verte ou du PVI est décalé par rapport à l'année civile. La totalité de leur cycle phénologique risque de ne pas être bien modélisé avec un modèle annuel calé sur l'année civile, si l'on a beaucoup de données manquantes en début et fin d'année. Par ailleurs, il est primordial de limiter les incohérences entre la fin d'une année et le début de la suivante sur la valeur de la variable modélisée (LAI, PVI), en particulier pour les couverts avec des espèces à feuillage persistant lorsqu'il y a accumulation de feuillage vert. Enfin, l'information apportée par la dynamique saisonnière de la surface foliaire ou du PVI au cours d'une année peut être enrichie en prenant en compte leurs observations de l'année précédente et de la suivante. Donc, dans le cas où l'on travaille sur n années successives, plutôt que de modéliser année après année, on a préféré le faire avec un modèle multi-annuel, défini comme la combinaison linéaire de n modèles annuels généraux (du type de l'équation 3.13) et qui a $6n+1$ paramètres :

$$Y(t) = Y_{Min_1} + \sum_{y=1}^{y=n} (Y_{Max_y} - Y_{Min_y}) \left(\frac{1}{1 + e^{F1(t)}} \right) - \sum_{y=1}^{y=n} (Y_{Max_y} - Y_{Min_{y+1}}) \left(\frac{1}{1 + e^{F2(t)}} \right) \quad (3.14)$$

Où

t est le temps exprimé en nombre de jours après le 1^{er} janvier de la première année.

n est le nombre d'années.

y correspond à l'indice de l'année, la première année des données ayant un indice de 1.

$FK_y(t)$ est défini tel que :

$$FK_y(t) = \frac{tmidK_y + \sum_{j=1}^y N_{j-1} - t}{scalK_y} \quad (3.15)$$

$K=1$ repère une fonction de croissance et $K=2$ une de sénescence.

$tmidK_y + \sum_{j=1}^y N_{j-1}$ exprime la date du point d'inflexion de la fonction de croissance ($K=1$) ou de sénescence ($K=2$) de l'année y en nombre de jours depuis $t=0$

$tmidK_y$ l'exprime en nombre de jours après le jour 1 de l'année y .

N_i indique le nombre de jours dans l'année i pour $i>0$, sinon, $N_i=0$.

3.4.1.4. Ajustement statistique des modèles aux données de LAI in situ et de PVI satellitaire

Dans le cas de la variation saisonnière du LAI, le nombre de données acquises est relativement faible : 14 à 17 dates d'observation par an. Sauf exception peu de données hivernales ont été acquises. Dans ces conditions, le modèle annuel général (7 paramètres) n'est pas plus performant et est plus difficile à ajuster que le modèle annuel simple qui a déjà beaucoup de paramètres (6) par rapport au nombre d'observations. De plus, le LAI n'a été observé qu'au cours d'une à deux années maximum, l'emploi du modèle multi-annuel ne se justifiait pas vraiment. Donc, pour caractériser la dynamique saisonnière du LAI des différents étages forestiers, c'est le modèle annuel simple défini par l'équation 3.11 qui a été utilisé.

Dans le cas de l'indice de végétation PVI, c'est le modèle multi-annuel défini par l'équation 3.14 qui a été employé pour modéliser ses variations saisonnières au cours de la succession des 7 années d'observation de début 2002 à fin 2008.

Mais pour modéliser la dynamique saisonnière moyenne du PVI durant ces 7 années, c'est le modèle annuel général défini par l'équation 3.13 (7 paramètres) qui a été employé. Pour cela la moyenne des données du PVI des années 2002 à 2008 a été calculée, décade par décade. Il était nécessaire bien prendre en compte la dynamique saisonnière du PVI dans sa totalité : à la fois une période complète de croissance foliaire et une période complète de sénescence. Cette moyenne a alors été estimée sur une fenêtre temporelle étendue de 6 mois avant et après chaque année civile, soit 24 mois. C'est sur une période de 15 mois allant du 10 janvier au 31 mars de l'année suivante que l'ajustement du modèle a été réalisé.

L'ajustement des modèles a été réalisé avec le logiciel « R » (2010). Il a été effectué par régression non linéaire grâce à la fonction « nls » (near least square) du package de base « stats » (R, 2010). L'algorithme de Gauss-Newton a été employé pour minimiser la somme des carrés des écarts entre observations et prédictions.

3.4.2. Métriques phénologiques

Plusieurs métriques phénologiques ont été extraites à partir des modèles ajustés pour déterminer des dates clés du cycle phénologique du LAI et du PVI au cours de leur phase de croissance et de décroissance durant les années étudiées. Ces métriques sont différentes de celles utilisées par Zhang et al. (2003). En effet, l'idée est ici de raisonner plutôt en Δ LAI ou Δ PVI qui apporte une information plus concrète et compréhensible que le changement de courbure présenté par Zhang et al. (2003).

Pour la phase de croissance, on a défini plusieurs métriques : D_{min1-X} , D_{max1-X} , t_{mid1} et t_{mid1r} .

D_{min1-X} sert à dater le début de croissance, il correspond au jour où le LAI modélisé (ou le PVI modélisé) atteint X% de son amplitude totale durant la phase de croissance. On a pris 3 valeurs pour $X = 5, 10$ ou 25% . L'amplitude est calculée comme l'écart entre le minimum en fin d'hiver et le maximum estival estimés par le modèle.

D_{max1-X} sert à dater la fin de la croissance, il correspond au jour où le LAI modélisé (ou le PVI modélisé) atteint $100-X\%$ de son amplitude durant la phase de croissance, avec comme précédemment $X = 5, 10$ ou 25% . La Figure 3.19 donne une illustration du positionnement de D_{min1-5} et D_{max-5} sur deux exemples types.

Les métriques phénologiques du type de D_{min1-X} ou D_{max1-X} sont classiquement utilisées pour déterminer la date d'apparition et d'expansion des feuilles lors du débourrement au printemps par observation visuelle des bourgeons sur le terrain (voir par ex. : [Lebourgeois, 2002](#)).

D'autre part, t_{mid1} correspond au jour du point d'inflexion de la fonction de croissance ($Y_i(t)$ dans les équations 3.12 et 3.13). Ce paramètre a souvent été utilisé pour déterminer la date d'apparition des feuilles à partir de la dynamique saisonnière du signal de télédétection, et plus particulièrement du NDVI au-dessus de forêts de feuillus ([Fisher et Mustard, 2007](#), [Serbin et al., 2009](#)). Pour ces études, l'existence d'un plateau de saturation à la fin de la phase de croissance, engendre une coïncidence entre la date du point d'inflexion de la fonction de croissance, t_{mid1} , et celle du point d'inflexion de la courbe modélisée, t_{mid1r} , au cours de sa phase de croissance. Ceci est illustré par la [Figure 3.19B](#). Or, dans ce travail, la présence d'un plateau n'a pas souvent été observée aussi bien pour le LAI que pour le PVI. Ainsi, dans ces cas les points d'inflexion de la fonction de croissance et du modèle complet ne coïncident pas : t_{mid1} est différent de t_{mid1r} , comme le montre l'exemple type de la [Figure 3.19A](#). Il a donc été nécessaire de calculer t_{mid1r} . [Soudani et al. \(2008\)](#) montrent que cette métrique fournit un bon marqueur de l'apparition des feuilles dans les écosystèmes forestiers feuillus.

Pour la phase de décroissance, on a défini des métriques similaires : D_{max2-X} pour dater le début de décroissance, D_{min2-X} pour dater la fin de la décroissance en fin d'année, t_{mid2} pour dater le point d'inflexion de la fonction de décroissance et t_{mid2r} pour dater le point d'inflexion de la courbe durant la phase de décroissance.

Les métriques phénologiques sont exprimées en nombre de jours depuis le premier janvier de l'année civile considérée et donc peuvent être supérieures à 365.

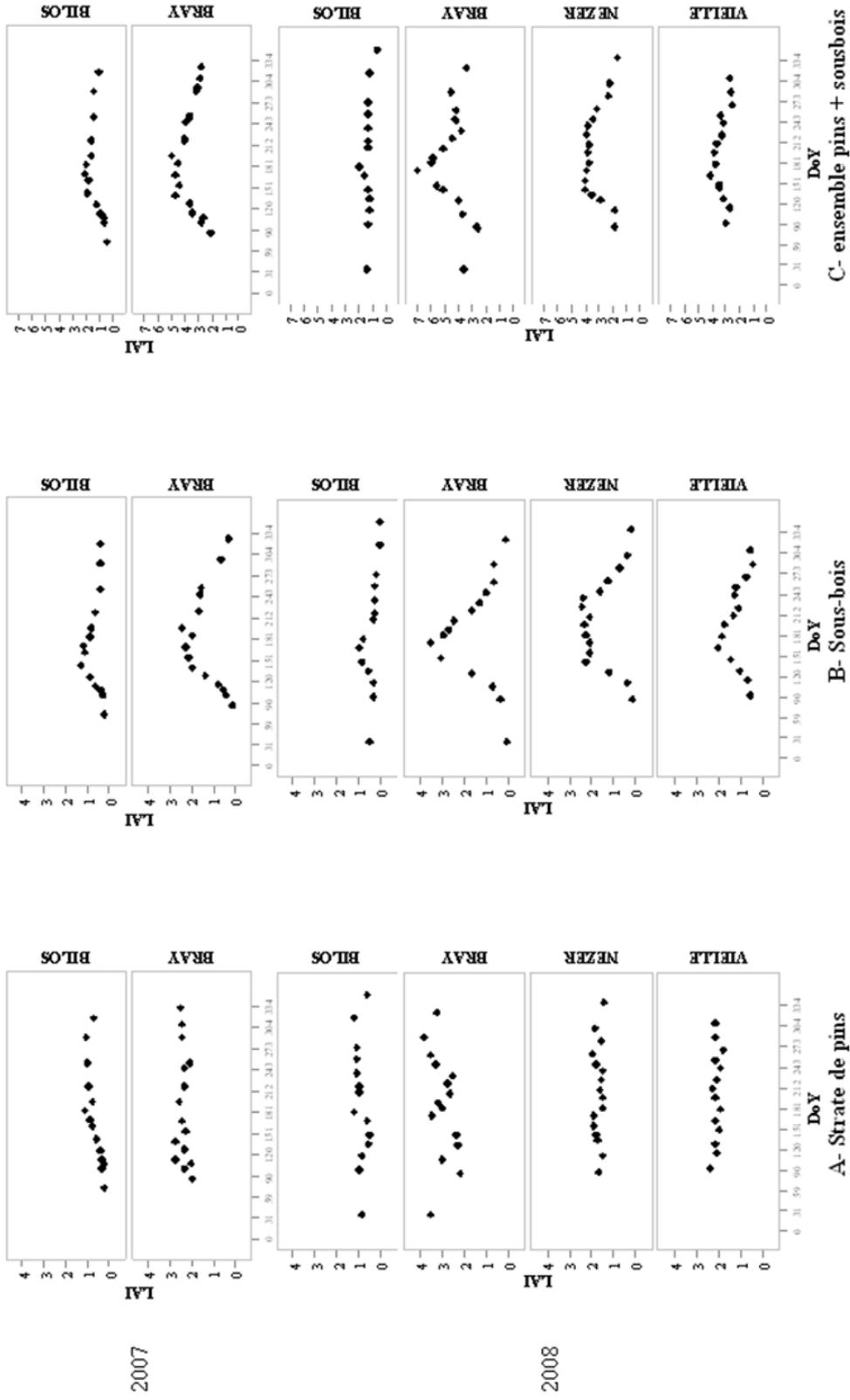


Figure 4.1: Dynamique saisonnière du LAI observée en 2007 et en 2008 sur les 4 sites. (A) pour la strate arborée de pins. (B) pour la végétation du sous-bois. (C) pour l'ensemble pin + sous-bois. En abscisse est donné le jour de l'année (DoY pour Day of Year).

4. Dynamique saisonnière comparée de la végétation du sous-bois, des pins et de l'ensemble des 2 strates à partir des mesures in-situ

Ce chapitre, fondé sur l'exploitation des données de LAI optique collectées *in situ*, vise à :

- caractériser la dynamique saisonnière de la surface foliaire verte des quatre peuplements de pin maritime pris en référence pour les deux strates de végétation, sous-bois et strate d'arbres, prises séparément ou dans leur ensemble.
- quantifier la contribution de la végétation du sous-bois dans la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble pin + sous-bois.
- renseigner sur une éventuelle spécificité de la cinétique saisonnière du LAI du couvert végétal en fonction du type de lande c'est-à-dire du type de végétation en sous-bois et du type de conditions hydriques du sol associé.

La [Figure 4.1](#) donne une vision globale des séries temporelles de données de LAI optique collectées au cours des années 2007 et 2008 sur les deux strates forestières (pin et sous-bois), prises séparément ou non, des 4 sites (cf. [§3.1.2.4](#) pour l'explication de l'estimation du LAI des différentes strates). Comme on peut le voir sur cette figure, de nombreuses données ont été acquises au cours de la saison de végétation entre début avril et fin novembre. Mais il existe un défaut de données durant la période hivernale, sauf en 2008 sur le BRAY et BILOS avec une observation fin janvier.

Ces jeux de données ont été exploités pour caractériser la dynamique saisonnière de la surface foliaire verte des deux strates de végétation, site par site et année par année. Cette caractérisation est faite sur deux plans :

- (1) une quantification du LAI, qui donne la gamme de variation du LAI au cours de l'année (minimum, maximum, amplitude).
- (2) une analyse de la cinétique annuelle du LAI, avec si possible une datation des phénophases foliaires, c'est-à-dire une estimation des dates phénologiques clefs. Elle s'appuie notamment sur une modélisation statistique de la trajectoire saisonnière du LAI optique mesuré, qui a servi en particulier à produire des métriques indicatrices de ces dates clefs.

Une comparaison entre sites et années a été faite pour étudier les relations de la dynamique saisonnière du LAI du couvert végétal et de la contribution relative des deux strates avec la nature et la structure de la végétation en sous-bois, l'âge des arbres, et les conditions environnementales.

Une part importante a été donnée à l'évaluation de la précision des estimations des valeurs de LAI optique fournies par les DHP et à l'impact des incertitudes liées au système de mesure sur les résultats. La pertinence de l'utilisation d'un modèle logistique double pour décrire la phénologie foliaire est également discutée.

Sauf mention particulière, ce sont les estimations de LAI issues de l'inversion des fractions de trouées observées par DHP sur la gamme d'angle zénithal $[0^\circ, 60^\circ]$ qui ont été prises en compte.

Le chapitre est organisé en 3 sections, où les résultats sur la dynamique saisonnière du LAI optique de la strate de pin, de celle du sous-bois et de celle de leur ensemble et de leur comparaison entre sites et années sont présentés et discutés.

	BILOS		BRAY		NEZER	VIELLE
	2007	2008*	2007	2008	2008	2008
LAI min.	0.200	0.467	1.953	2.167	1.420	1.790
LAI max.	1.073	1.22	2.690	3.823	1.955	2.383
LAI moy.	0.639	0.916	2.330	2.963	1.646	2.074
Ecart Max-Min	0.873	0.651	0.737	1.656	0.535	0.593
Ecart relatif/moy (%)	136	74	32	56	32	29
Ecart relatif/max (%)	81	58	27	43	27	25
Ecart-type	0.312	0.236	0.223	0.513	0.171	0.155
n	14	13	15	15	16	14

Tableau 4.1 : Distribution intra-annuelle du LAI optique observé sur les pins pour les 4 sites en 2007 et 2008.

* observations avant le dépressage des pins

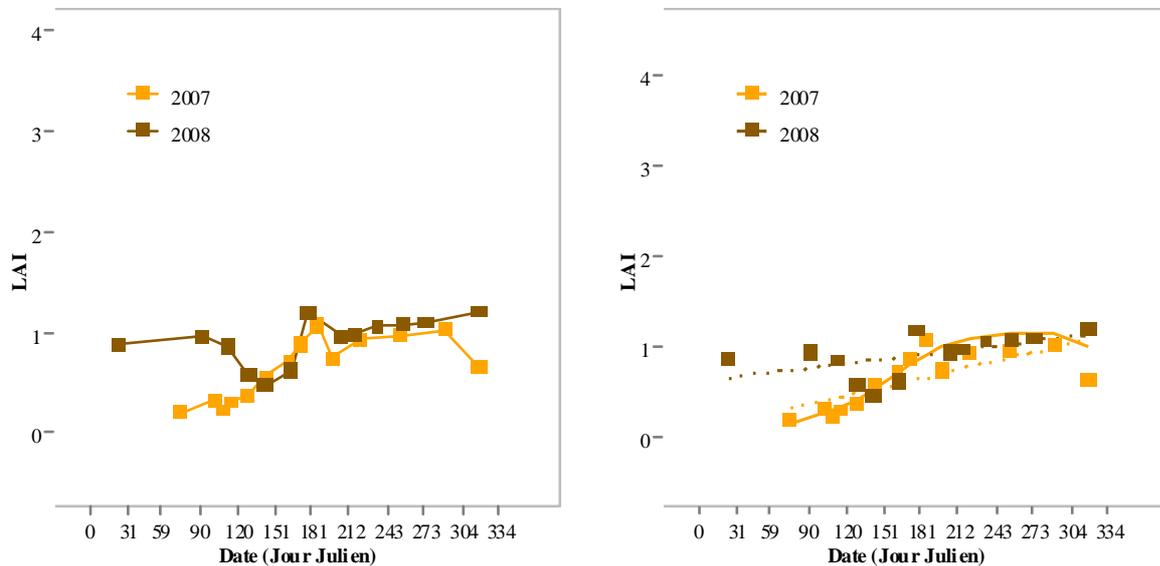


Figure 4.2 : Dynamique saisonnière du LAI des pins du jeune peuplement de BILOS en 2007 et 2008.

(A) Variations temporelles observées

(B) Variations temporelles modélisées par régression non linéaire selon le modèle logistique double de l'équation 3.11 (ligne continue). La régression linéaire selon l'équation « $y = ax + b$ » (droites en pointillé) permet d'estimer la tendance du LAI.

Site	Année	Ymin	Ymax	tmid1	tmid2	scal1	scal2	RMSE	biais	R ²	P (test F)	n
BILOS	2007	0.09 (0.814)	1.23 (0.777)	157.38 (53.505)	317.30 (31.634)	31.26 (63.553)	16.96 (46.015)	0.147	8.90E-10	0.839	1.65E-06	14
BILOS	2008	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 4.2 : Modélisation de la dynamique saisonnière du LAI des pins pour le site de BILOS en 2007 et 2008.

Résultats de l'ajustement par régression non-linéaire du modèle logistique double de l'équation 3.11 : paramètres estimés du modèle, avec entre parenthèses leurs intervalles de confiance à 5%, et paramètres statistiques de la régression.

4.1. Dynamique saisonnière du LAI de la strate arborée de pin maritime

4.1.1. Le jeune peuplement du site de BILOS

4.1.1.1. Dynamique saisonnière observée avec les DHP

La [Figure 4.2](#) présente la dynamique saisonnière du LAI des pins observée sur le site de BILOS pour l'année 2007 et 2008 et sa modélisation statistique. Les mesures ont été effectuées entre les jours 74 et 318 en 2007 et les jours 24 et 353 en 2008. Cependant, les mesures effectuées après le jour 318 en 2008 ont été exclues de la modélisation, pour cause de dépressage effectué après cette date (15 au 16 novembre soit entre jour 319 et jour 330) sur ce site (cf. [Tableau 3.3](#) du chapitre 3).

Au cours des années 2007 et 2008, il existe une dynamique saisonnière sensible de la strate arborée. En 2007, le LAI présente une phase de croissance plus marquée que la phase de décroissance, avec une valeur en début d'année très faible et bien inférieure à celle observée en fin d'année. En 2008, les pins ont un an de plus et la saisonnalité de leur LAI est moins nette qu'en 2007. Celle-ci semble, cependant, singulière étant donné qu'on observe une chute étrange du LAI fin avril (après le jour 113) suivi d'une reprise de sa croissance un mois plus tard (après le jour 143). Toutefois, le LAI présente une tendance à l'augmentation entre le début et la fin de l'année. Le LAI des pins ([Tableau 4.1](#)) est faible quelle que soit l'année et ne dépasse pas la valeur de 1,2 en 2007 et 2008.

L'ajustement d'un modèle non linéaire logistique double selon l'[équation 3.11](#) n'a pu être réalisé que pour la dynamique saisonnière du LAI du pin maritime de 2007. Les résultats de cette modélisation sont présentés dans le [Tableau 4.2](#). Cet ajustement est satisfaisant. Le coefficient de détermination est significatif (Probabilité < 0,001, test F) et a pour valeur 0,84. La RMSE est de l'ordre de 10% de la gamme de variation du LAI et le biais est très proche de 0. L'incertitude sur les paramètres estimés est variable avec un intervalle de confiance à 5% compris entre 10 et 900% de leurs valeurs. Elle est particulièrement élevée pour Y_{min} .

Par ailleurs, la tendance annuelle du LAI pin a été modélisée par un modèle linéaire d'équation « $y = ax + b$ » pour les années 2007 et 2008. Les valeurs et les statistiques des paramètres du modèle sont présentées [Tableau 4.3](#). Le coefficient de détermination est de 0,55 en 2007 et 0,22 en 2008. La RMSE est de l'ordre de 20% de la gamme de variation du LAI. L'ajustement est moins bon pour 2008 que pour 2007. La pente de la droite de régression est significativement différente de zéro avec une probabilité de 0,2% pour 2007 et de 12% pour 2008. Elle a pour valeur 0,0032 en 2007 et 0,0014 en 2008, soit une augmentation du LAI hivernal non négligeable mais moins sensible la deuxième année que la première : de l'ordre de 1 entre début 2007 et fin 2007 et de 0,5 entre début 2008 et fin 2008.

Les observations montrent donc un gain du LAI optique des jeunes pins au cours d'une année, traduisant un accroissement du LAI au printemps plus fort que sa réduction automnale. Mais une saisonnalité de type logistique double dissymétrique n'apparaît vraiment perceptible qu'en 2007, où le gain annuel en LAI observé était le plus fort.

Site	Année	<i>a</i>	P (test t)	<i>b</i>	P (test t)	RMSE	R ²	n
BILOS	2007	0.0032	0.002	0.08	6.26E-01	0.20	0.55	14
BILOS	2008	0.0014	0.121	0.64	1.82E-03	0.19	0.22	13
BRAY	2007	0.0005	0.499	2.23	2.44E-09	0.21	0.04	15
BRAY	2008	0.0022	0.209	2.55	4.12E-06	0.47	0.12	15
NEZER	2008	-0.0002	0.713	1.70	8.24E-09	0.17	0.01	16
VIELLE	2008	-0.0006	0.387	2.19	2.11E-09	0.14	0.06	14

Tableau 4.3 : Régression linéaire du LAI des pins en fonction du jour de l'année sur les 4 sites d'étude pour les années 2007 et 2008 selon le modèle « $y = ax + b$ ». Paramètres estimés *a* et *b*, valeurs des probabilités, P, d'erreur en rejetant les hypothèses $a=0$ ou $b=0$ (test t) et paramètres statistiques.

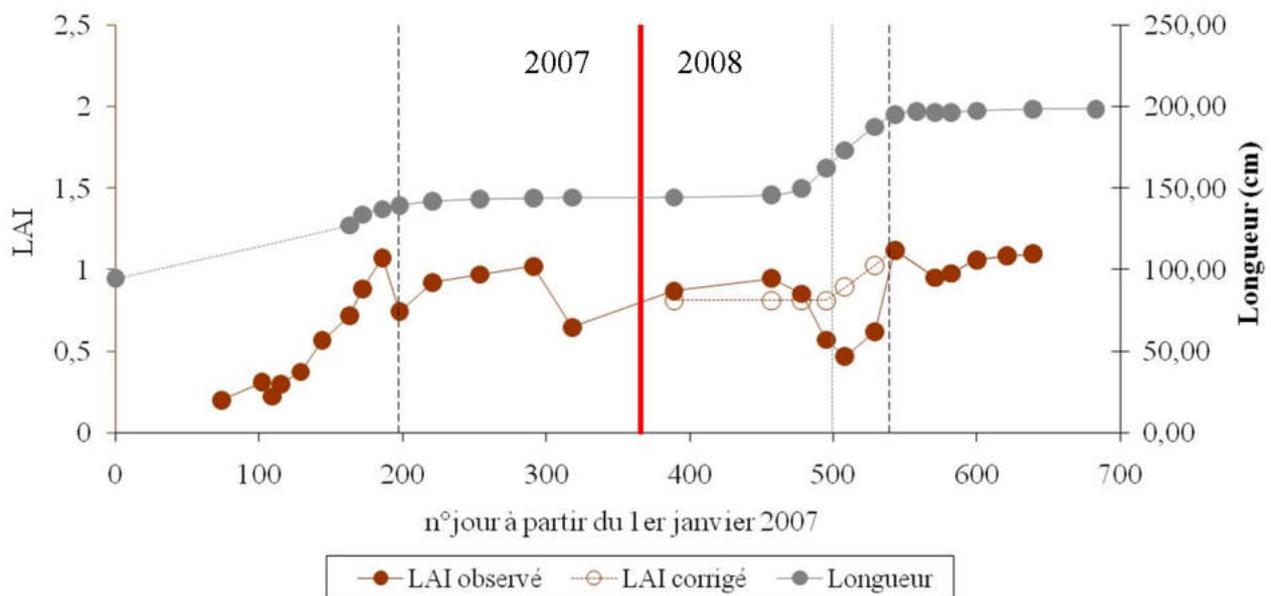


Figure 4.3 : Comparaison de la dynamique saisonnière du LAI des pins observée avec la croissance en longueur moyenne de l'axe principal des pins sur le site de BILOS en 2007 et 2008. La ligne pointillée verticale grise indique quand 40% de la longueur finale de la pousse annuelle est atteinte. La ligne de tirets noirs indique quand 90% de la longueur finale de la pousse annuelle est atteinte. La courbe pointillée marron représente une proposition de correction de la dynamique saisonnière du LAI en 2008 fondée sur celle de la croissance en longueur.

4.1.1.2. Qualité de l'estimation du LAI optique et de sa cinétique saisonnière

Dans le cas des pins de BILOS, on n'avait aucune information exogène sur l'ordre de grandeur de leur LAI à des fins de validation des mesures par DHP. En effet son estimation par relation allométrique (cf. [équation 3.3](#) au chapitre 3) n'a pas été possible faute de donnée sur la densité et la distribution du diamètre des troncs. Cependant les valeurs de LAI optique observées ne paraissent pas incohérentes. En effet leur maximum était de 1.2 et donc pas très éloigné du LAI estimé en hiver par mesures destructives (1.37) par [Porté et al. \(2000\)](#) sur un peuplement du même âge.

D'un point de vue de la saisonnalité, une comparaison a été faite avec la croissance en longueur de la pousse terminale de la tige principale des pins au printemps.

Comme le montre la [Figure 4.3](#), aussi bien en 2007 qu'en 2008, le maximum de LAI était atteint quand l'élongation de la tige se terminait (plus de 90% de la longueur atteinte), soit aux environs de la mi-juillet (jour 195 en 2007 et jour 180 en 2008). Donc on peut penser que la fin de la phase de croissance foliaire a été bien capturée avec les DHP.

Par contre, pour le début de la sortie des aiguilles, il est difficile de conclure clairement. En effet en 2007, les premières mesures d'allongement de la tige avaient commencé trop tard (jour 163, 12 juin 2007) pour faire la comparaison. Toutefois, en 2007, le LAI montrait un clair accroissement continu à partir de la mi-avril (jour 109), soit une date correspondant bien avec celle du début du débourrement habituellement observée sur pin maritime dans les Landes ([Lebourgeois et al., 2002](#)), et ce jusqu'au début de son plafonnement (jour 186).

Ce n'était pas vraiment le cas en 2008, comme on l'a constaté précédemment : on observe une curieuse forte baisse continue du LAI après le jour 113, alors que l'accroissement en longueur avait déjà commencé, suivi d'une forte augmentation à partir du jour 143 avant un plafonnement à partir du jour 178. La réduction maximale et le début de l'accroissement du LAI ont eu lieu au moment (~jour 143) où les pousses avaient atteint environ 40% de leur longueur finale, c'est-à-dire un stade clef qui correspond au début de la croissance des nouvelles aiguilles chez l'espèce pin maritime ([Debazac, 1966](#), [Dougherty et al., 1994](#), [Rossi et al., 2009](#)). Ceci laisse donc penser à une erreur d'estimation du LAI et non à une variation réelle. Un examen des DHP (qui sont en visée vers le bas) montre que les parties non vertes des nombreuses nouvelles pousses cachaient durant la période de leur élongation en 2008 une large fraction des aiguilles vertes générées les années précédentes ([Figure 4.4](#)). Ceci pourrait avoir conduit à une sous-estimation du LAI des pins entre les jours 113 et 164. Sur la base de l'hypothèse d'un débourrement à une date où la longueur de pousse vaut 40% de sa valeur finale, un LAI "corrigé" est proposé en [Figure 4.3](#) ; il permet de visualiser l'amplitude printanière qu'aurait eue le LAI en 2008 entre le jour 24 et le jour 178 : il serait passé de 0,85 à 1,2. En 2007, cette baisse du LAI après débourrement n'apparaissait pas, peut-être parce que sa valeur initiale est très faible (~0,2) et que le nombre moyen de nouvelles pousses par arbre pouvant faire masque était bien plus faible que l'année suivante. Cependant pour conclure définitivement sur l'impact de ce masquage, il aurait été nécessaire de prendre aussi en compte la chute des aiguilles les plus âgées qui peut se produire toute l'année. Ceci n'a pas été possible faute d'un recueil périodique de litière au sol.



Jour 113 (22 avril)



Jour 130 (9 mai)



Jour 143 (22 mai)

Figure 4.4: Extraits de photographies hémisphériques en un même point de mesure du site de BILOS prises en 2008 du jour 113 (22 avril) au jour 143 (22 mai) : illustration du masquage des aiguilles de pin sorties avant 2008 par les nouvelles pousses.

Le LAI optique des pins est calculé par soustraction de celui du sous-bois à celui de l'ensemble. Donc les incertitudes sur l'estimation de ces derniers vont au pire se cumuler et cela a peut-être conduit à une erreur importante sur le LAI des pins.

Par ailleurs l'accroissement en hauteur des arbres a conduit en 2008 à une modification de l'échantillonnage spatial et angulaire des composantes du couvert végétal par les DHP malgré le rehaussement de leur hauteur de prise de vue (de 2,1 m à 2,7 m à partir de mi-juillet 2007). Le sommet de certains arbres est plus haut que la caméra qui vise vers le sol. On a alors notamment un plus fort masquage visuel en visée oblique d'une partie de la végétation du sous-bois par les arbres et une plus forte part des arbres les plus hauts dans le champ des DHP en 2008 qu'en 2007. Dans ces cas, la fraction de trouées intègre à la fois le feuillage des arbres et celui du sous-bois caché derrière. De plus, en cas de prise de vue par ciel dégagé, les ombres portées par les pins (cf. [Figure 3.5](#) du chapitre 3) couvraient une plus grande fraction du champ des DHP qu'en 2007 et rendait plus difficile l'identification de la végétation verte sur les photographies. Tout ceci a peut-être accru l'incertitude sur l'estimation du LAI optique des pins en 2008. Par ailleurs, la valeur de LAI des pins produite en 2008 après le jour 318 ([Figure 4.1](#)) est probablement peu fiable. En effet, après cette date la végétation verte du sous-bois était en partie couverte par les pins coupés laissés au sol et il a été difficile de différencier ces derniers encore verts de ceux sur pied.

Enfin, même si on note une assez bonne continuité des valeurs observées entre la fin de l'année 2007 et le début de la suivante ([Figure 4.3](#)), on remarque une improbable augmentation du LAI entre le début et la fin de l'hiver 2007/2008, sans doute imputable à une forte erreur sur l'estimation du LAI optique. Ceci a peut-être conduit à exagérer le poids de la curieuse dépression du LAI observé entre les jours 113 et 143 dans sa trajectoire annuelle en 2008.

En conclusion, trop peu d'éléments étaient disponibles pour évaluer la précision des données de LAI optique recueillies sur les pins sur le site de BILOS en 2007 et 2008. Cependant tant que les pins ne sont pas beaucoup plus grands que la végétation concurrente et qu'on peut avoir une distance suffisamment grande entre le sommet des arbres et la caméra, la méthode de mesure employée (DHP en visée vers le bas et estimation du LAI des pins par soustraction de celui estimé sur la végétation du sous-bois après masquage des arbres sur les photographies à celui de l'ensemble pin+sous-bois) paraît bien adaptée à l'estimation du LAI optique des pins. Ces conditions expérimentales étaient réunies à BILOS en 2007, où l'on peut penser que l'incertitude est au maximum d'environ 0,5 si on se réfère à [Demarez et al. \(2008\)](#), mais probablement pas en 2008. Une interprétation fine de la cinétique saisonnière du LAI optique observée sur les pins en 2008 est alors très difficile à faire ; on ne peut guère aller plus loin que faire le constat d'un accroissement global assez faible entre le début de l'année 2008 et sa fin avant l'opération de dépressage (jour 318).

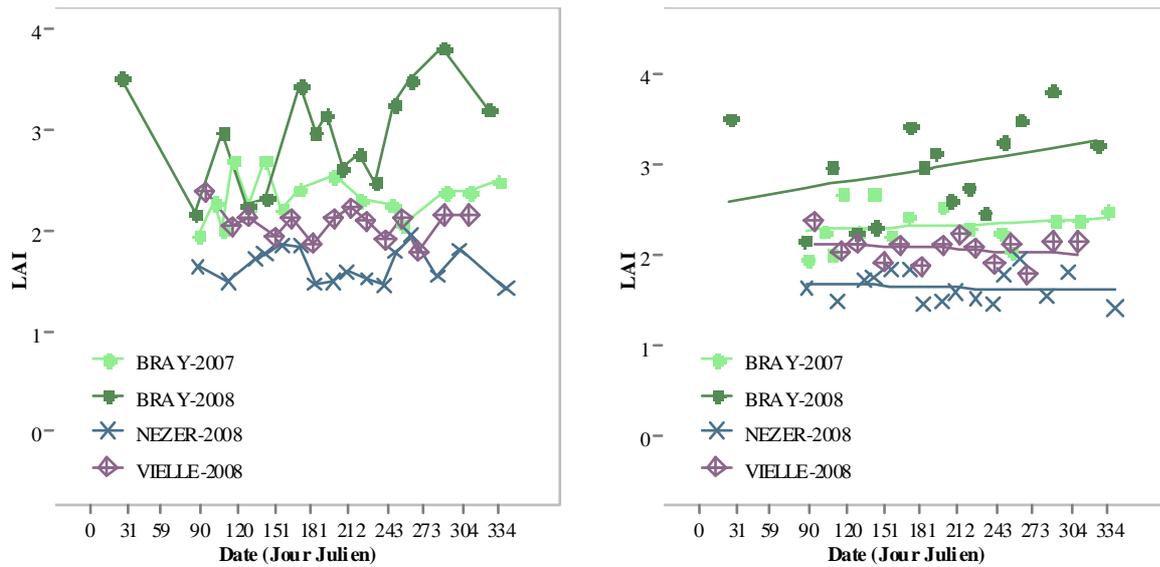


Figure 4.5 : Dynamique saisonnière du LAI des pins des peuplements adultes des sites du BRAY, VIELLE et NEZER en 2007 et 2008.

(A) Variations temporelles observées

(B) Variations temporelles modélisées par régression linéaire selon l'équation « $y = ax + b$ » (lignes droites) (Tableau 4.3)

4.1.2. Les peuplements adultes

4.1.2.1. Dynamique saisonnière observée avec les DHP

En ce qui concerne la strate de pin des peuplements adultes, comme l'indique le [Tableau 4.1](#), il existe une nette variation intra-annuelle du LAI mesuré. L'écart entre la valeur minimale et la valeur maximale est de l'ordre de 30% de la moyenne annuelle pour les sites du BRAY en 2007 et pour les sites de VIELLE et NEZER en 2008. Par contre, sur le site du BRAY en 2008 cet écart atteint près de 56%, l'écart-type vaut plus du double de celui observé dans les autres cas.

La [Figure 4.5](#) présente la variation du LAI des pins des sites du BRAY, NEZER et VIELLE au cours des années 2007 et 2008. Ainsi, la variation du LAI au cours d'une année traduit surtout une forte variabilité entre dates successives, et non une structuration à l'échelle de la saison, et plus particulièrement aucune structure de type logistique n'est perceptible.

Se pose alors cette double question :

- Existe-t-il une tendance à une augmentation annuelle du LAI des pins comme précédemment observée sur le jeune peuplement de BILOS ?
- Les valeurs du LAI sont-elles réparties aléatoirement autour de la moyenne du LAI de chaque site ?

Aussi, les variations temporelles du LAI ont été étudiées par un modèle linéaire d'équation « $y = ax + b$ ». Les paramètres de l'ajustement du modèle linéaire du LAI des pins sont présentés dans le [Tableau 4.3](#). Cette modélisation montre qu'il n'existe aucune corrélation du LAI avec le temps pour les sites du BRAY en 2007 et pour les sites de VIELLE et NEZER en 2008 ($R^2 < 0,06$ et $P(a=0) > 0,39$, test t). Pour le site du BRAY en 2008, cela est moins net puisque la probabilité que $a=0$ est plus faible ($P(a=0)=0,21$ et $R^2=0,12$). Mais la forte variabilité entre dates successives et la forte valeur du LAI estimée en début d'année (bien supérieure à celle mesurée fin 2007) conduisent à ne pas rejeter l'hypothèse nulle. Ainsi, le LAI des pins, tel qu'il est mesuré, ne présente pas de tendance à un gain annuel sur les 3 sites.

Donc aucune saisonnalité du LAI des pins adultes n'est clairement observable et au cours d'une année le LAI semble constant et assimilable à sa moyenne annuelle qui varie de 1,6 à 2,9 selon le site ou l'année ([Tableau 4.1](#)). Dans le cas du BRAY, suivi les 2 années, le LAI des pins est quand même globalement plus fort en 2008 qu'en 2007 (accroissement de près de 30% sur la moyenne).

	BRAY		NEZER	VIELLE
	2007	2008	2008	2008
<i>LAI hivernal en début d'année</i>	1.59	1.58	1.64	2.13
<i>LAI hivernal en fin d'année</i>	1.58	1.60	NA	2.25
<i>LAI minimum potentiel</i>	1.47	1.45	1.51	1.93
<i>LAI maximum potentiel</i>	2.27	2.27	2.36	3.18
<i>Amplitude potentielle</i>	0.80	0.82	0.85	1.25
<i>en relatif (%)</i>	35.24	36.12	36.02	39.31

Tableau 4.4 : LAI hivernal, LAI minimum potentiel, LAI maximum potentiel et amplitude saisonnière potentielle du LAI des pins calculés à partir des équations allométriques de [Porté \(2003\)](#) pour les sites du BRAY, NEZER et VIELLE.

4.1.2.2. Comparaison à des données in situ indépendantes

Les valeurs de LAI optique de la strate de pin obtenues sur les 3 sites ont été comparées à des estimations de LAI issues d'équations allométriques utilisant en entrée l'âge des arbres et la distribution de leur diamètre à 1,30 m (cf. [chapitre 3](#)) : le LAI hivernal avant la reprise de croissance, le LAI minimal potentiel, le LAI maximum potentiel et leur écart (amplitude saisonnière potentielle). Les chiffres obtenus, donnés dans le [Tableau 4.4](#) sont à considérer comme des indicateurs des ordres de grandeur attendus. En effet ils ne renseignent pas sur la variabilité interannuelle de la surface foliaire due aux contraintes environnementales, puisque les équations allométriques dépendent de l'année où les mesures destructives ont été faites pour les calibrer ([Breda, 2003](#)). On remarque ainsi une grande stabilité du LAI allométrique hivernal entre années successives de 2007 à 2009 ([Tableau 4.4](#) et [Tableau 3.5](#)) pour un même site. Ceci indique que, si les conditions environnementales avaient été stationnaires, le LAI minimal en hiver aurait été invariant sur ces peuplements. Egalement on a bien des ordres de grandeur voisins entre les LAI optiques observés et les LAI allométriques calculés.

L'amplitude saisonnière potentielle a des valeurs de 0,85 à 1,25, soit 35 à 40% du maximum. Elle est un peu supérieure à l'écart entre le LAI minimal et le LAI maximal observé à partir des photographies hémisphériques pour les sites de NEZER, VIELLE et du BRAY en 2007, qui vaut respectivement 0,54, 0,59 et 0,74, soit un peu moins de 30% du LAI maximal observé ([Tableau 4.1](#)). En ce qui concerne le site du BRAY en 2008, la variation entre LAI optique minimal et maximal est un peu plus forte : elle atteint 1,66 et représente 43% du maximum. On peut donc penser que l'amplitude intra-annuelle du LAI optique observé, qui n'est pas très élevée, n'est probablement pas très éloignée de la réalité. Cependant l'écart entre 2 dates successives est souvent relativement fort (son maximum est en moyenne de ~0,5), même pour le BRAY en 2008 où le LAI présentait une légère tendance à la hausse.

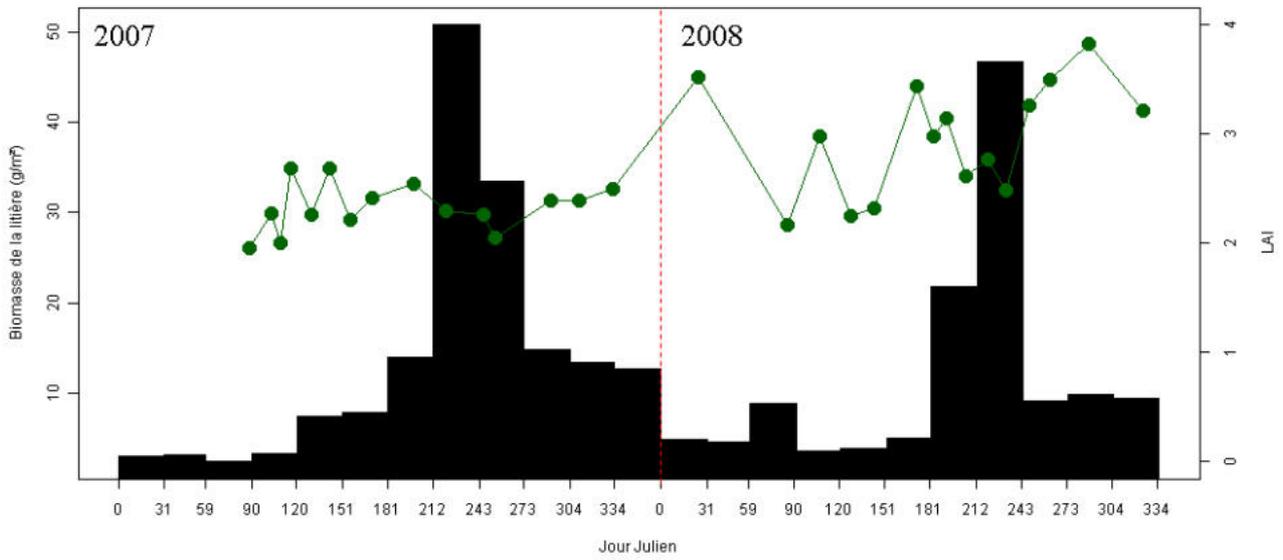


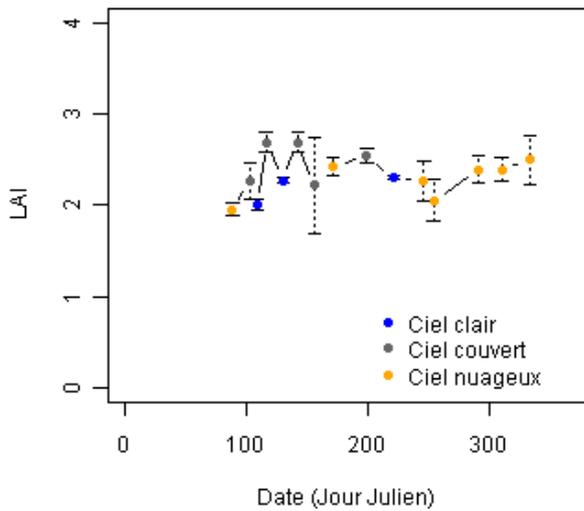
Figure 4.6 : Variation comparée du LAI optique des pins et de la biomasse mensuelle de litière d'aiguilles de pin sur le site du BRAY en 2007 et 2008.

Quant à la cinétique saisonnière du LAI optique, on a comparé celle observée sur le site du BRAY durant les deux années avec la distribution mensuelle de la biomasse des aiguilles de pin dans les chutes de litière (Guyon, Loustau et Trichet, 2011, communication personnelle, données citées par Soudani et al., 2012). Ces dernières données sont issues de collectes de chutes de litière selon le protocole décrit dans Delzon et Loustau (2005). Comme le montre la Figure 4.6, les chutes d'aiguilles sont plus fortes en 2007 qu'en 2008 et ne se répartissent pas de la même manière au cours des deux années. En 2007, elles sont minimales jusqu'en avril, commencent à devenir importantes en mai, culminent en août, sont encore fortes en décembre. Cette forte chute d'aiguilles, qui touche les aiguilles les plus âgées (3 et 4 ans), aurait pu masquer l'accroissement de la surface foliaire nouvellement développée, qui débute habituellement vers la mi-avril sur pin maritime dans les Landes (Lebourgeois et al., 2002). Elle pourrait expliquer l'arrêt du semblant de montée printanière du LAI optique en juin, suivi d'une tendance à la baisse de juillet à septembre puis d'une quasi stabilisation jusqu'à la fin de l'année 2007. En 2008, la chute d'aiguilles continue jusqu'en avril, elle est minimale ensuite jusqu'en juillet où elle repart sans atteindre les niveaux de l'an précédent à la même époque. La chute foliaire non négligeable au premier trimestre cumulée avec celle forte du dernier semestre de l'année précédente et son arrêt durant la période de croissance foliaire au printemps pourraient expliquer la tendance à la hausse du LAI optique à partir d'avril 2008. De plus, si l'on excepte le premier point de mesure de janvier 2008 où le LAI optique paraît anormalement élevé, on a une continuité entre les deux années. Donc, il n'est pas invraisemblable que la variation saisonnière du LAI des peuplements adultes puisse être très peu marquée, la chute des aiguilles anciennes, que les stress hydriques accentuent (Delzon et Loustau, 2005), pouvant selon sa répartition dans l'année plus ou moins masquer la sortie des nouvelles.

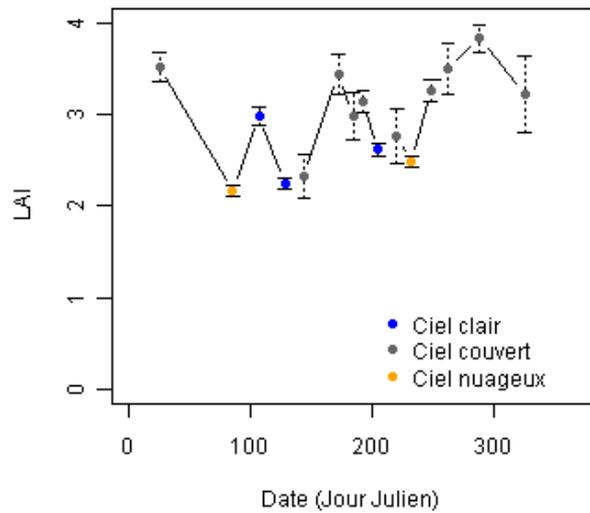
La forte variabilité entre dates successives du LAI optique bruite la perception de sa cinétique saisonnière qui est complexe.

L'hétérogénéité des conditions atmosphériques de prise de vue des DHP conduit à une forte incertitude comme le montre la Figure 4.7. La majorité des photographies ont été acquises dans des conditions d'illumination diffuse (ciel uniformément couvert). Toutefois, il est arrivé que les images soient acquises dans des conditions d'illumination directe (ciel clair avec soleil assez haut ou partiellement nuageux). Globalement, le LAI mesuré sous éclairage direct est plus faible que pour des conditions diffuses. Cet effet a été observé par Garrigues et al. (2008) sur cultures, sur lesquelles ils ont trouvé un écart moyen quadratique du PAI de 0,37 entre les deux types de condition. L'alternance de conditions atmosphériques différentes pourrait donc expliquer une grande part de la variation observée entre deux dates voisines, dont la valeur maximum est en moyenne de ~0,5.

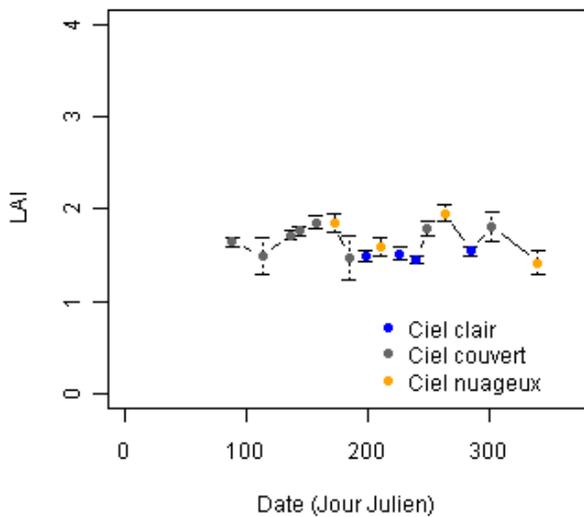
Par ailleurs, si on observe l'écart-type du LAI entre lots de traitement par le logiciel « CAN_EYE », on s'aperçoit qu'il peut fortement varier d'une date à l'autre, sans lien clair avec les conditions atmosphériques. Dans le cas du site du BRAY en 2008, on note une plus forte variabilité du LAI entre dates de mesure et de plus fortes valeurs de l'écart-type entre lots, en comparaison des autres sites et années. Ceci suggère l'effet d'une plus forte hétérogénéité spatiale du LAI et peut-être un échantillonnage insuffisant dans la placette en 2008 par photographie hémisphérique. L'homogénéité du peuplement de pin avait été dégradée par de nombreuses chutes de branches suite à un fort coup de vent au début de l'année 2008.



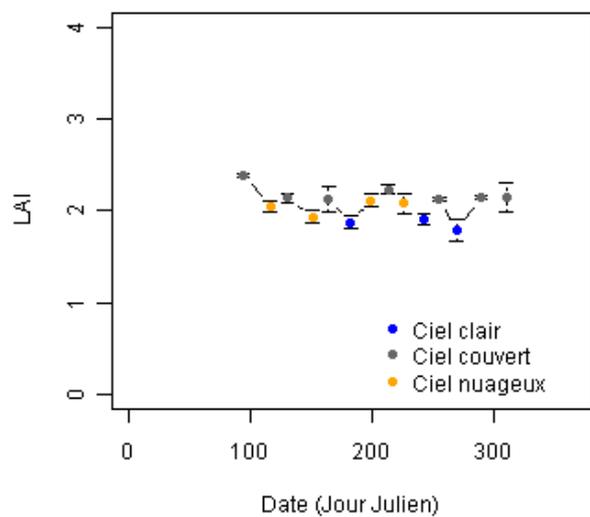
(A) BRAY en 2007



(B) BRAY en 2008



(C) NEZER en 2008



(D) VIELLE en 2008

Figure 4.7 : Variabilité du LAI des pins mesuré sur les peuplements adultes en fonction des conditions atmosphériques de prise de vue des DHP : BRAY en 2007 (A), BRAY en 2008 (B), NEZER en 2008 (C) et VIELLE en 2008 (D). Chaque barre verticale indique ± 1 écart-type autour de la moyenne des 3 lots.

On pourrait également suspecter que la forte proportion de pixels mixtes (mélange ciel/végétation) dans les DHP, en raison de la grande distance entre capteur et sommet de la canopée (~20 m) soit une source d'erreur sur le facteur d'agrégation du feuillage Ω . Le LAI effectif (à 57,5° ou sur la gamme 0-60°) montre des figures de variations intra-annuelles voisines de celles du LAI. Le rapport LAI effectif/LAI, qui dénote l'agrégation moyenne du feuillage, varie relativement peu au cours de l'année : entre 0,55 et 0,70 sur l'ensemble des 3 sites. Ce rapport a des valeurs cohérentes avec celles observées par ailleurs sur pin maritime (~0,7, [Guyon et al., 2003](#)) et, lui non plus, ne montre pas clairement de figure saisonnière particulière quels que soient le site et l'année. Cependant sur un même site il peut montrer des écarts plus ou moins chaotiques entre dates successives de l'ordre 0,05 à 0,1, pouvant donc expliquer des erreurs sur l'estimation du LAI de l'ordre de 0,2 à 0,5.

En conclusion, on peut penser que les variations saisonnières du LAI des pins des 3 peuplements adultes étudiés sont réellement peu élevées ou trop faibles pour être perceptibles par photographie hémisphérique du fait d'une forte incertitude sur leurs estimations.

4.1.2.3. Comparaison à des résultats de la littérature

Aucune dynamique saisonnière du LAI optique des pins adultes étudiés n'a été clairement détectée. Se pose donc la question si cette non détection :

- est propre à notre méthode de mesure et sa trop forte imprécision,
- reflète une absence réelle de dynamique saisonnière de la quantité de surface foliaire verte chez le pin maritime au stade adulte.

[Serbin et al. \(2009\)](#) et [Tremblay et Larocque \(2001\)](#) ont également réalisé des études de la dynamique saisonnière du LAI de la strate arborée par méthode optique indirecte (LAI-2000). Ces études ont été réalisées sur des forêts constituées en majorité de feuillus et des forêts constituées en majorité de conifères, essentiellement d'épinette noire (*Picea mariana*) et de pin gris (*Pinus banksiana*). L'ordre de grandeur du LAI de ces conifères est similaire à celui observé dans ce travail (~2,5 en moyenne). Tout comme dans notre étude, ces chercheurs n'ont détecté aucune dynamique saisonnière du LAI des conifères alors qu'ils ont pu observer une dynamique saisonnière nette et significative du LAI des feuillus.

Par ailleurs, [Guyon et al. \(2003\)](#) ont travaillé sur la mesure du LAI du pin maritime, sur divers peuplements du massif landais par une autre méthode optique indirecte (DEMON). Ils ont montré que les méthodes optiques ne permettent pas un suivi fin des variations phénologiques du LAI des pins. Toutefois, à partir de mesures périodiques sur le site du BRAY en 1998 et 1999 ils soulignent deux éléments intéressants :

- l'absence de données au moment du minimum de surface foliaire en fin d'hiver peut compromettre l'observation de phases critiques de la dynamique foliaire (pics, creux, montées, descentes).
- il est difficile d'établir un cycle phénologique type du LAI pour ce type de peuplement de pin maritime, c'est-à-dire une période de l'année définie pour les creux et pics de LAI, et le cycle ne correspond pas à une année civile.

Or, dans notre étude, le suivi de la végétation a été calé sur l'année civile et le nombre de données hivernales est très limité en comparaison de celui des données en période de végétation. Il est donc possible que l'ensemble du cycle phénologique du pin maritime ne soit pas complètement couvert par nos mesures et/ou que l'échantillonnage saisonnier soit insuffisant pour bien observer la dynamique saisonnière du LAI des pins.

La photographie hémisphérique, dans les conditions réalisées ici, ne semble pas fournir de meilleures estimations du LAI des pins adultes que les autres méthodes optiques indirectes (LAI-2000 et DEMON). Cette méthode ne nous a pas permis de mettre en évidence une claire dynamique saisonnière du LAI de la strate arborée. On peut invoquer comme causes :

- des erreurs inhérentes à la méthode de mesure supérieures à la variabilité intra-annuelle réelle du LAI,
- un trop faible échantillonnage saisonnier et plus particulièrement le manque de données hivernales,
- une mauvaise synchronisation entre cycle de mesure et cycle de végétation.

Afin de détecter précisément la réelle dynamique du LAI optique des pins, il aurait peut-être fallu pouvoir la suivre à plus haute fréquence ou plus régulièrement. Ceci n'était pas forcément facile, car les prises de vue des DHP sont coûteuses en terme de temps de travail et contraignantes en terme de conditions météorologiques.

Par ailleurs, afin de mieux renseigner la réelle cinétique de la surface foliaire verte, il aurait été utile de s'aider de notations des stades phénologiques sinon de modèles phénologiques à base météorologique, comme celui, fondé sur les sommes de température, développé par [Desprez-Loustau et Dupuis \(1994\)](#) pour dater le débourrement, en complément de mesures périodiques de chutes d'aiguilles (pièges à litière).

En conclusion, l'incertitude sur les données de LAI de la strate pin recueillies sur les trois peuplements adultes à partir des photographies hémisphériques peut vraisemblablement atteindre jusqu'à 0.5. Cette incertitude est élevée devant la gamme potentielle de variation intra-annuelle. Combinée à un faible échantillonnage temporel en hiver elle ne nous permet pas d'accéder à une connaissance fine de la dynamique saisonnière du LAI des pins.

4.1.3. Conclusion

Pour conclure, les résultats mettent en évidence une différence de comportement entre les jeunes peuplements et les peuplements adultes. Le jeune peuplement de BILOS présente un accroissement net du LAI des pins entre le début et la fin de l'année, une saisonnalité de type double logistique-dissymétrique pouvant même être identifiée. Le LAI des pins adultes étudiés présente une fluctuation saisonnière complexe et insuffisamment forte pour être perceptible avec la méthode de mesure utilisée. Il apparaît quasiment constant sur l'année.

		BILOS (jour 191)	BRAY (jour 190)	NEZER (jour 212)	VIELLE (jour 199)
Molinie :	<i>Molinia caerulea</i>	0.15	2.18	2.26	
Bruyère cendrée :	<i>Erica cinerea</i>	0.08			0.07
Callune :	<i>Calluna vulgaris</i>	0.51			1.28
Ajonc d'Europe :	<i>Ulex Europaeus</i>		0.03	0.04	0.14
Ajonc nain :	<i>Ulex Nanus</i>	0.92			
Fougère aigle :	<i>Pteridium aquilinum</i>	0.04		1.37	
Mousse (Hypne de Schreber) :	<i>Pleurozium schreberi</i>	0.09	1.32	0.56	3.82
	LAI total	1.79	3.53	4.23	5.31
	LAI total sans mousse	1.70	2.21	3.67	1.49
	LAI optique	1.513	2.735	2.098	1.693

Tableau 4.5 : Estimations du LAI des espèces principales du sous-bois en juillet 2008 à partir des mesures destructives de biomasse verte (sauf pour la mousse où c'est la biomasse totale qui est prise en compte) et de SLA.

Comparaison avec le LAI optique du sous-bois observé aux mêmes dates à partir des photographies hémisphériques (interpolation linéaire entre 2 dates successives encadrant la date de mesure des biomasses).

4.2. *Dynamique saisonnière du LAI de la végétation du sous-bois*

4.2.1. Structure et composition floristique de la végétation en sous-bois

Les estimations par méthode destructive de biomasse totale, de biomasse verte et de LAI réalisées en juillet 2008 ont été données au chapitre 3 (§ 3.1.4) dans les [Tableaux 3.7](#) et [3.9](#). Elles donnent une vision quantitative de la composition en espèces du sous-bois dans chaque site à cette date. Elles renseignent aussi sur la valeur du LAI du sous-bois à cette date et sur la part de chaque espèce principale. Ces données de LAI sont présentées de manière synthétique dans le [Tableau 4.5](#).

Sur le site de BILOS, l'ajonc nain est l'espèce la plus importante : il représente 73% de la biomasse totale du sous-bois en juillet 2008. L'ajonc, la callune et la bruyère cendrée qui sont des espèces ligneuses à feuilles persistantes constituent 95% de la biomasse totale. Si on ne tient pas compte des mousses qui ont une place anecdotique ces 3 espèces forment 95% de la biomasse verte, et 89% du LAI. Leur LAI total est de 1.5. Le LAI total hors mousses est de 1,7.

A NEZER, ce sont des espèces à parties aériennes annuelles qui dominent : la fougère et la molinie qui représentent respectivement 43% et 35% de la biomasse totale. Mais la molinie a un plus fort LAI : il vaut 2,3, alors que celui de la fougère est de 1,4. A plein développement, la fougère formait là où elle était présente un sur-étage de plus d'un mètre de haut qui domine les autres espèces. Les mousses ont une importance non négligeable avec 15% de la biomasse totale. Ce sont la molinie et la fougère qui constituent l'essentiel du LAI total hors mousse qui vaut 3,7.

Au BRAY, le sous-bois est dominé par la molinie, espèce à feuillage annuel, qui représente 52% de la biomasse totale, et par les mousses, qui tapissent le sol sur les surfaces non occupées par la molinie, sur la quasi totalité du reste (40%). La molinie représente la quasi-totalité du LAI si on ne compte pas les mousses : son LAI est estimé à 2,2.

A VIELLE, les ligneux à feuilles persistantes forment 52% de la biomasse totale, la principale espèce, la callune, contribue à 33%. Le reste (48%) est fait de mousses. Cette importance des mousses dans la biomasse en sous-bois en lande sèche a déjà été démontrée ([Porté et al., 2009](#)). Le LAI de la callune est estimé à 1,3. Son cumul avec celui des autres ligneux (bruyère cendrée et ajonc), qui est très faible, atteint 1,5.

Les mousses qui forment une strate rase tapissant le sol sont constituées en majeure partie d'une seule espèce : l'hypne de Schreber. Elles ont une forte part dans la biomasse du sous-bois dans les sites du BRAY et de VIELLE en juillet 2008. Leur biomasse verte n'ayant été mesurée sur aucun site, son LAI ne peut pas être produit. Les chiffres, donnés à titre indicatif dans les [Tableaux 3.9](#) et [4.5](#), sont calculés sur la biomasse totale (parties vertes + mortes), et sont donc surestimés.

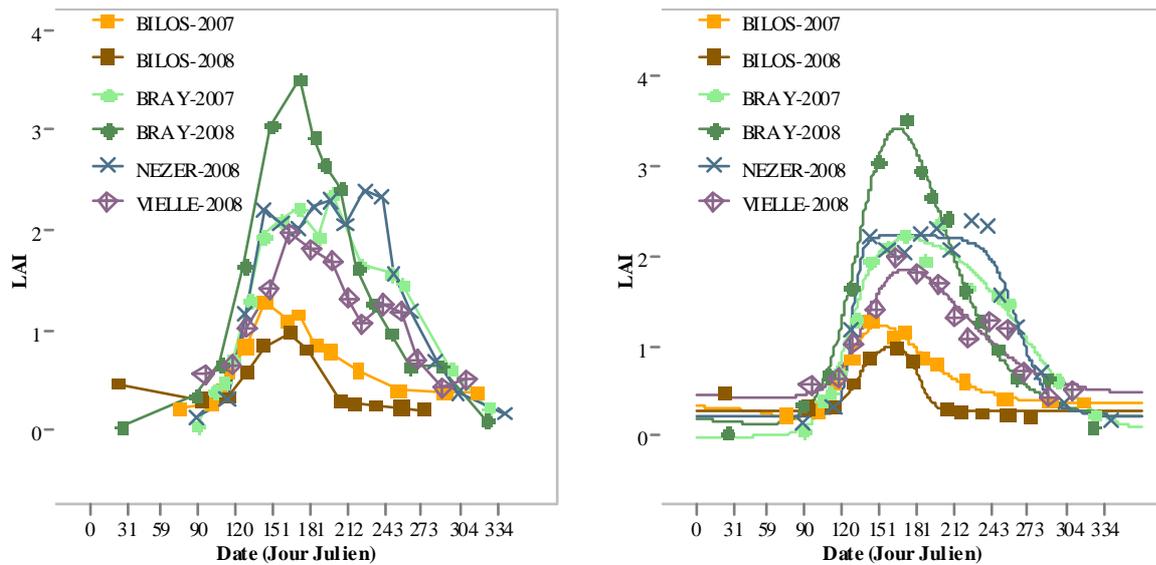


Figure 4.8 : Dynamique saisonnière du LAI de la végétation du sous-bois des 4 sites en 2007 et 2008.

(A) Variations temporelles observées

(B) Variations temporelles modélisées par régression non linéaire selon le modèle logistique double de l'équation 3.11 (lignes continues)

	BILOS		BRAY		NEZER	VIELLE
	2007	2008*	2007	2008	2008	2008
<i>LAI min.</i>	0.220	0.210	0.060	0.050	0.137	0.433
<i>LAI max.</i>	1.273	0.980	2.383	3.523	2.397	1.987
<i>LAI moy.</i>	0.660	0.466	1.279	1.512	1.456	1.120
<i>Ecart-type</i>	0.344	0.274	0.787	1.152	0.864	0.499
<i>n</i>	14	12	15	15	16	14

Tableau 4.6 : Distribution intra-annuelle du LAI optique observé sur le sous-bois pour les 4 sites en 2007 et 2008.

* observations avant le débroussaillage du sous-bois

Ces observations de la composition floristique faites en juillet 2008 confirment bien que BILOS et le BRAY sont en lande humide, NEZER en lande mésophile et VIELLE en lande sèche (Jolivet et al., 2007).

Comme on l'a vu au chapitre 3, la répartition des espèces principales est relativement spatialement homogène à l'intérieur de la placette de mesure, sauf à NEZER. Dans ce cas, la fougère n'est présente que sur une grande plage qui occupe à peu près la moitié de la surface de la placette (Figure 3.9). Cette variation spatiale est typique de faciès de lande mésophile où la fougère est plutôt présente sur les microreliefs les mieux drainés au sein des zones à lande humide au sens large en interfluve (Jolivet et al., 2007).

4.2.2. Dynamique saisonnière du LAI observée avec les DHP

La Figure 4.8 présente la dynamique saisonnière du LAI optique du sous-bois observée sur les 4 sites pour les années 2007 et 2008 et sa modélisation statistique. Le Tableau 4.6 donne les paramètres statistiques de la distribution intra-annuelle observée. Les données acquises sur le site de BILOS en 2008 après le jour 274 ont été exclues de l'analyse, en raison du débroussaillage pratiqué durant les jours 288 à 290 (Tableau 3.3).

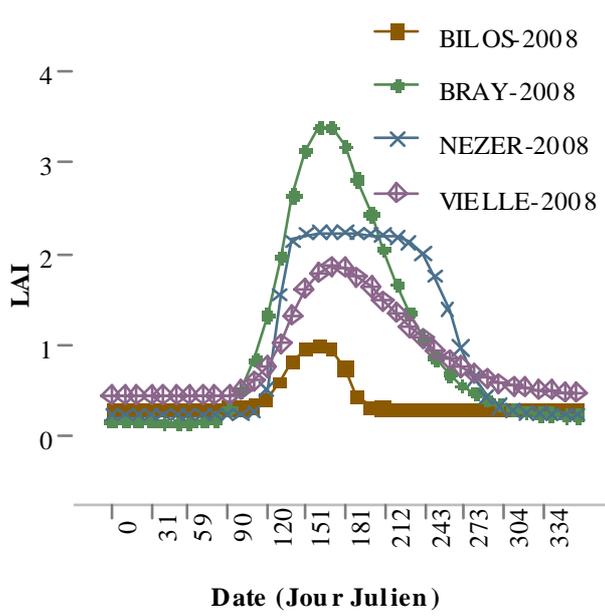
Contrairement à la strate arborée, comme le montre la Figure 4.8(A), on observe une dynamique saisonnière prononcée du LAI optique de la végétation du sous-bois pour l'ensemble des sites et années d'étude, avec une phase de croissance au printemps et une phase de décroissance en deuxième partie d'année. Il existe un contraste fort entre le LAI hivernal (inférieur à 0.5 pour l'ensemble des sites et années) et le LAI estival (supérieur à 1 pour l'ensemble des sites et années). Ce dernier est au moins 3 fois supérieur au LAI hivernal (Tableau 4.6).

Aussi, la caractérisation de cette dynamique saisonnière s'appuie sur sa modélisation statistique par régression non linéaire selon le modèle de type double logistique de l'équation 3.11.

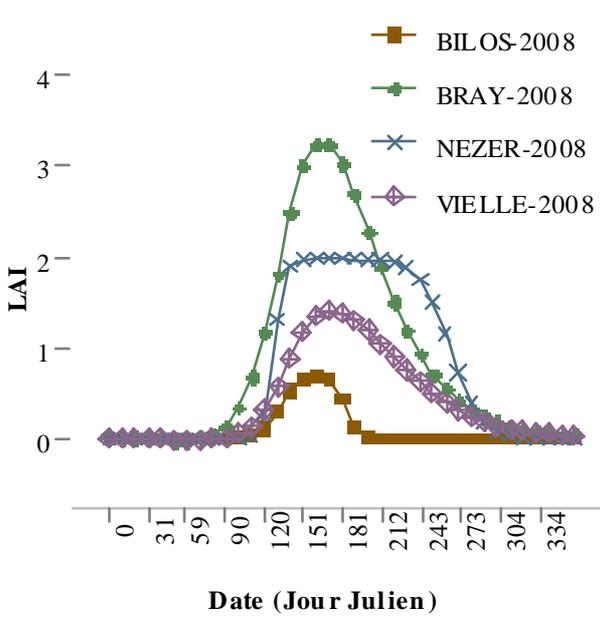
Les résultats de l'ajustement du modèle sont présentés dans le Tableau 4.7 et la Figure 4.8. Cet ajustement est plutôt satisfaisant et décrit globalement bien la dynamique saisonnière du LAI du sous-bois sur les 4 sites et les 2 années. Le coefficient de détermination, R^2 , est significatif (Probabilité $< 10^{-7}$, test F) et compris entre 0,91 et 0,99 pour l'ensemble des sites et années. La RMSE présente des valeurs inférieures à 10% de la gamme de valeur du LAI et le biais est proche de 0 avec des valeurs inférieures à 10^{-6} .

Cependant, l'incertitude sur les paramètres estimés peut être assez forte. D'une part, celle-ci est très variable entre sites ou années pour Y_{min} et Y_{max} . La valeur de Y_{min} est estimée avec un intervalle de confiance à 5% allant de 0,08 à 0,48, soit une incertitude relative de 28 à 24000%. En dehors du site de BILOS, cette dernière est même supérieure à 83%. Aussi Y_{min} est-il mal estimé pour les peuplements adultes. Pour Y_{max} , l'intervalle de confiance varie de 0,18 à 10,30, soit une incertitude de 8 à 157%. D'autre part, l'incertitude sur les paramètres temporels de la phase de croissance ($tmid1$, $scal1$) est inférieure à celle de la phase de décroissance ($tmid2$, $scal2$). L'intervalle de confiance à 5% sur $tmid1$ varie de 3 à 20 jours, soit une incertitude de 3 à 14%. En ce qui concerne $scal1$, il varie de 8 à 24, soit une incertitude de 65 à 194%. Par contre pour $tmid2$, il varie de 9 à 133 jours, soit une incertitude de 3 à 62% et pour $scal2$, il varie de 7 à 46, soit une incertitude de 31 à 435%.

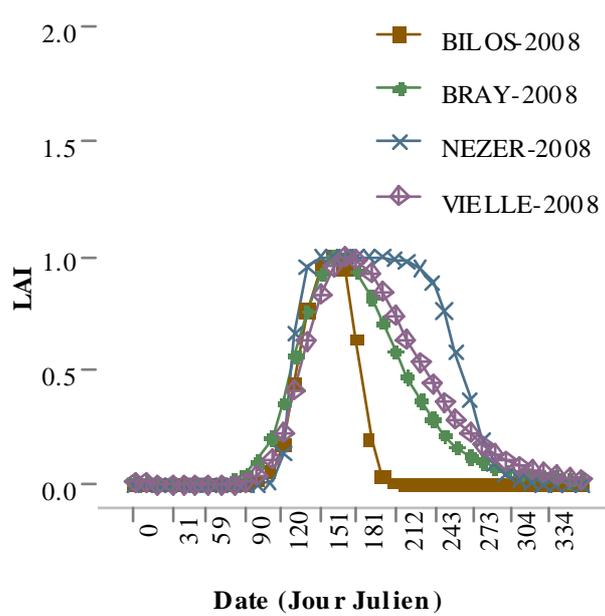
Enfin, le modèle ne peut pas reproduire certaines fines variations temporelles du LAI mesuré. Par exemple, sur le site de VIELLE, en 2008, ce dernier présente un « ressaut » au cours de la fin de l'été/début de l'automne. Cette dynamique bimodale ne peut pas être restituée par le modèle logistique double qui est uni-modal.



(A)



(B)



(C)

Figure 4.9 : Dynamique saisonnière du LAI de la végétation du sous-bois modélisée selon l'équation 3.11 par régression non linéaire des 4 sites en 2008.

(A) Valeurs modélisées

(B) Valeurs modélisées normalisées par le minimum en début d'année sur le site : $LAI - LAI_{min}$.

(C) Valeurs modélisées normalisées par le minimum en début d'année et le maximum sur le site : $(LAI - LAI_{min}) / (LAI_{max} - LAI_{min})$

Site	Année	Ymin	Ymax	tmid1	tmid2	scal1	scal2	RMSE	biais	R ²	P(test F)	n
BILOS	2007	0.35 (0.11) [31]	2.68 (2.84) [106]	125.06 (6.81) [6]	151.13 (39.48) [26]	13.25 (8.77) [66]	31.41 (11.30) [36]	0.05	1.16E-09	0.977	3.65E-11	14
BILOS	2008	0.29 (0.08) [28]	1.01 (0.38) [38]	133.22 (11.71) [9]	183.37 (18.98) [10]	7.64 (9.82) [129]	5.23 (22.74) [435]	0.06	-3.24E-11	0.945	1.22E-07	12
BRAY	2007	0.002 (0.48) [24000]	2.34 (0.50) [21]	125.47 (7.51) [6]	266.67 (18.89) [7]	11.99 (7.83) [65]	30.36 (21.14) [70]	0.13	2.10E-07	0.973	1.43E-11	15
BRAY	2008	0.19 (0.19) [100]	6.54 (10.30) [157]	135.59 (12.03) [9]	184.68 (73.25) [40]	16.65 (13.38) [80]	31.16 (9.67) [31]	0.11	2.89E-09	0.990	2.88E-14	15
NEZER	2008	0.24 (0.24) [100]	2.22 (0.18) [8]	128.33 (3.48) [3]	264.65 (8.60) [3]	4.00 (7.74) [194]	11.74 (7.24) [62]	0.15	6.29E-10	0.968	7.51E-12	16
VIELLE	2008	0.46 (0.38) [83]	2.47 (4.14) [168]	138.94 (19.29) [14]	213.38 (132.88) [62]	13.64 (24.44) [179]	33.32 (46.33) [139]	0.14	7.69E-10	0.909	1.31E-07	14

Tableau 4.7 : Modélisation de la dynamique saisonnière du LAI de la végétation du sous-bois pour les 4 sites en 2007 et 2008.

Résultats de l'ajustement par régression non-linéaire du modèle logistique double de l'équation 3.11 : paramètres estimés du modèle, avec leurs intervalles de confiance à 5% entre parenthèses, leurs incertitudes relatives (100*intervalle de confiance/estimation) entre crochets, et paramètres statistiques de la régression.

	métriques	BILOS 2007	BILOS 2008	BRAY 2007	BRAY 2008	NEZER 2008	VIELLE 2008
Phase de croissance	Dmin1-5	98.28	110.34	90.25	91.71	116.55	101.94
	Dmin1-10	103.03	116.19	99.01	100.11	119.84	109.98
	Dmin1-25	112.17	124.59	111.8	114.36	124.22	122.4
	tmid1	125.06	133.22	125.47	135.59	128.33	138.94
	tmid1r	123.49	133.36	125.32	132.26	128.24	137.74
	Dmax1-25	131.53	140.67	136.65	140.67	132.99	146.88
	Dmax1-10	138.84	147.61	147.61	150.17	137.38	156.01
	Dmax1-5	142.49	151.63	154.18	154.55	140.3	160.76
Phase de décroissance	Dmax2-5	161.49	170.63	202.05	177.93	230.18	187.07
	Dmax2-10	166.24	173.55	214.47	183.78	238.95	193.64
	Dmax2-25	177.57	178.66	239.31	196.57	252.1	209.72
	tmid2	151.13	183.37	266.67	184.68	264.65	213.38
	tmid2r	179.39	183.41	266.72	201.68	264.52	218.12
	Dmin2-25	221.78	189.63	298.14	244.06	277.68	263.79
	Dmin2-10	252.1	195.11	325.18	274.39	290.47	295.22
	Dmin2-5	272.93	199.12	339.79	294.85	299.23	315.31

Tableau 4.8 : Métriques phénologiques du LAI du sous-bois des 4 sites en 2007 et 2008 : valeurs issues des modèles présentés dans le Tableau 4.7.

Les modèles obtenus, considérés globalement satisfaisants, ont servi à estimer les métriques phénologiques. Toutefois, les métriques phénologiques sont à exploiter avec prudence étant donné l'incertitude sur les estimations des paramètres des modèles, et plus particulièrement pour la phase de décroissance. Les estimations des métriques d'intérêt sont présentées dans le [Tableau 4.8](#).

4.2.3. Variabilité de la dynamique saisonnière du LAI optique en fonction de la composition floristique du sous-bois

Dans le but d'observer plus précisément les différences de dynamique saisonnière de la végétation du sous-bois entre sites en fonction de sa composition floristique, les comportements modélisés et les métriques phénologiques du LAI du sous-bois ont été comparés entre les 4 sites pour l'année 2008. Ils sont donnés en [Figure 4.9](#), [Tableau 4.7](#) et [Tableau 4.8](#).

L'analyse a été un peu plus poussée sur le site de NEZER où l'on a étudié la sensibilité de la trajectoire du LAI à l'abondance de la fougère.

4.2.3.1. Amplitude du LAI : Opposition entre végétation à feuillage annuel et pérenne

Pour les sites du BRAY et de NEZER qui présentent un sous-bois constitué en majorité d'espèces à cycle annuel des parties aériennes (molinie au BRAY, molinie et fougère aigle à NEZER), le LAI hivernal modélisé (Y_{min}) de la végétation du sous-bois est faible ($<0,25$), mais la valeur maximum du LAI en été est particulièrement élevée ($>2,4$) ([Figure 4.9 \(A\)](#)). Ainsi, l'amplitude entre le LAI minimum et maximum est la plus forte pour ces deux sites ($>2,2$) ([Figure 4.9 \(B\)](#)). Ce sont aussi sur ces deux sites que le LAI estimé par méthode destructive était le plus élevé en juillet 2008 si on exclut les mousses : 2,2 au BRAY et 3,7 à NEZER.

Les sites de BILOS et de VIELLE, quant à eux, présentent un sous-bois constitué en majorité d'espèces à parties aériennes pérennes et feuillage persistant (ajonc nain, callune et bruyère cendrée à BILOS, callune et mousses à VIELLE). Pour ces 2 sites, le LAI hivernal modélisé (Y_{min}) de la végétation du sous-bois est un peu plus élevé que pour les sites du BRAY et de NEZER avec une valeur supérieure à 0,3. Cette relativement faible valeur est plutôt surprenante, puisqu'il s'agit de végétaux à feuilles persistantes, en contradiction avec la relative invariance saisonnière de la biomasse aérienne totale de la callune observée par [Aerts \(1989\)](#). Ceci pourrait peut-être signifier qu'une majorité des organes chlorophylliens encore en place en hiver n'est plus vraiment verte à cette époque de l'année ou que leur surface spécifique (SLA) s'est considérablement réduite. A l'opposé, les valeurs maximum du LAI en été sont relativement faibles : inférieures à 2 ([Figure 4.9 \(A\)](#)). Ceci concorde avec les mesures destructives qui donnent un LAI hors mousses en juillet 2008 de 1,7 à BILOS et de 1,5 à VIELLE. Ainsi, l'amplitude saisonnière entre le LAI minimum et maximum est la plus faible pour ces deux sites ($<1,5$) ([Figure 4.9 \(B\)](#)).

4.2.3.2. Des dates clés du cycle phénologique propres à chaque sous-bois

Le sous-bois du site du BRAY entame sa phase de croissance en LAI en premier, avant le jour 90, soit le 1^{er} avril, ce qui est corroboré par les métriques phénologiques D_{min1-X} , dont les valeurs sont les plus faibles ($D_{min1-5} \sim 90$) parmi les 4 sites (Tableau 4.8). Toutefois, l'accroissement est le plus lent ($scal1=16,65$) (Tableau 4.7), sur une durée de près de 2 mois (écart entre D_{min1-5} et D_{max1-5}), supérieure de 4 à 20 jours à celle des autres sites.

Le sous-bois du site de NEZER démarre sa période de croissance en dernier avec des métriques phénologiques D_{min1-X} supérieures aux 3 autres sites ($D_{min1-5} \sim 116$). Cette croissance est la plus rapide ($scal1=4$) (Tableau 4.7) avec un écart entre D_{min1-5} et D_{max1-5} de 23 jours, donc inférieur de 10 à 40 jours à ceux des autres sites. Ainsi, le sous-bois de NEZER atteint son maximum de LAI le plus tôt avec les métriques phénologiques D_{max1-X} les plus faibles $D_{max1-5} = 140$. Une fois son LAI maximum atteint, la surface foliaire du sous-bois reste stable près de 90 jours avant d'entamer la phase de décroissance.

Les sites de BILOS et de VIELLE présentent une durée d'accroissement du LAI ($scal1=7,64$ et $13,64$) intermédiaires aux sites du BRAY et de NEZER. La fin de l'accroissement du LAI est la plus tardive pour VIELLE ($D_{max1-5} \sim 161$)

En ce qui concerne la date d'accroissement maximum du LAI, définie par t_{mid1} et t_{mid1r} , il apparaît que le site de NEZER atteint ces stades critiques en premier et le site de VIELLE en dernier, avec un écart entre les deux de 10 jours environ seulement. Les sites de BILOS et du BRAY les atteignent approximativement en même temps à des dates intermédiaires aux deux autres sites.

Enfin, comme le visualise bien la Figure 4.9(C), la phase de croissance printanière du LAI du sous-bois s'étale au maximum sur 2 mois en 2008 sur l'ensemble des 4 sites : du jour 92 (D_{min1-5} au BRAY) au jour 161 (D_{max1-5} à VIELLE).

La phase de décroissance est plus longue et plus contrastée que celle de croissance. Elle s'étale sur près de 5 mois en 2008 sur l'ensemble des sites : du jour 171 (D_{max2-5} à BILOS) au jour 315 (D_{min2-5} à VIELLE).

Le sous-bois du site de BILOS entame sa phase de décroissance en premier, dès le jour 171 (valeur de D_{max2-5}), soit fin juin. Cette décroissance est la plus rapide ($scal2=5,23$) (Tableau 4.7) et s'étend sur une période courte ($D_{min2}-D_{max2-5}$ inférieur à 30 jours). Ainsi, le sous-bois de BILOS finit son cycle de végétation en premier dès la première quinzaine de juillet ($D_{min2-5} \sim 199$), alors que le sous-bois des autres sites a à peine entamé sa phase de décroissance.

Le sous-bois du site de NEZER ne démarre sa phase de décroissance qu'en dernier après une longue phase de stagnation de son LAI. Elle ne commence que fin août – début septembre ($D_{min2-5} \sim 230$) mais est relativement rapide ($scal2=11,74$) (Tableau 4.7) et courte (moins de 70 jours pour $D_{min2-5} - D_{max2-5}$). De ce fait, le cycle de végétation ne finit pas avant fin octobre.

Les sous-bois du BRAY et de VIELLE, dont la date de démarrage de la phase de décroissance est intermédiaire à celle des deux autres sites, présentent une vitesse de décroissance faible et comparable ($scal2$ proche de 30) (Tableau 4.7). Cette décroissance s'étend sur plus de 120 jours ($D_{min2-5} - D_{max2-5}$ vaut respectivement 117 et 128 jours), d'où un cycle de végétation, qui, tout comme à NEZER, finit fin octobre début novembre.

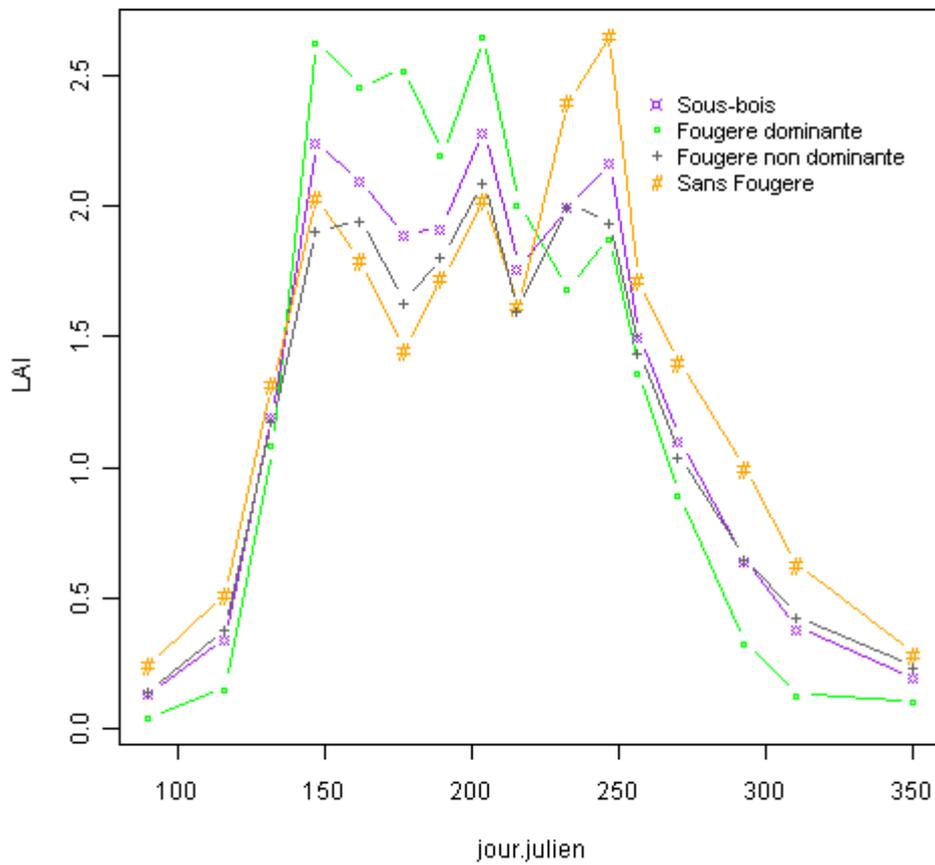


Figure 4.10 : Dynamique saisonnière du LAI du sous-bois du site de NEZER en fonction de la composition floristique de la surface observée par photographie hémisphérique autour des points de mesure. x ensemble des points (n=60), o points avec fougère dominante (n=24), + point avec fougère non dominante (n=14), # points sans fougère (n=22). Le LAI est dérivé de la fraction de trouées mesurée à l'angle zénithal de 57,5°.

La durée de la saison de végétation peut être décrite par l'écart $t_{mid2r}-t_{mid1r}$. C'est à NEZER qu'elle est la plus longue, avec un plafonnement du LAI sur une période de près de 3 mois. Il n'y a jamais plafonnement sur les autres sites, entre lesquels la date du maximum du LAI varie peu. La durée de la saison de végétation est très variable entre ces 3 autres sites et est très tributaire de la durée de la phase de sénescence.

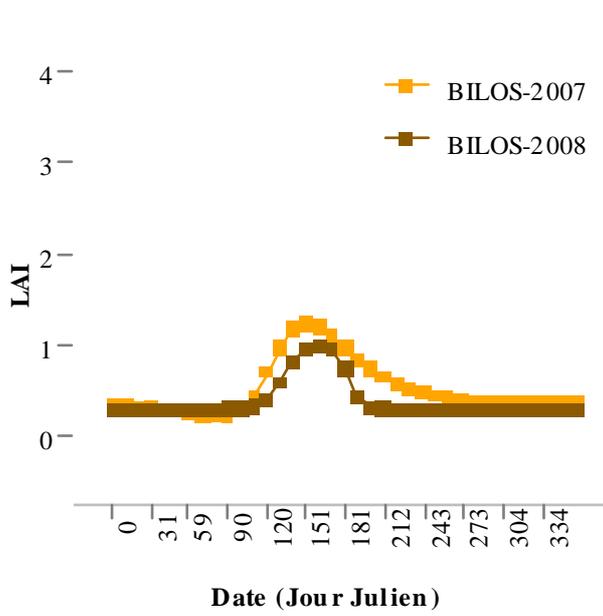
4.2.3.3. Sensibilité à l'abondance en fougère

La [Figure 4.10](#) présente la variabilité de la trajectoire saisonnière du LAI du sous-bois sur le site de NEZER en 2008 en fonction de l'abondance de la fougère dans la surface observée autour de chaque point d'échantillonnage. Dans ce cas, il s'agit du LAI dérivé de la fraction de trouées mesurée autour de l'angle zénithal $57,5^\circ$ qui est calculé séparément pour chaque DHP ([§3.1.2.3.2](#)). Celui-ci a été moyenné selon 3 classes : fougère dominante, fougère présente mais pas dominante, pas de fougère. Dans ce dernier cas la végétation est constituée non seulement de molinie mais les ligneux (bruyère, ajoncs, arbustes feuillus) et les mousses y sont aussi présents. Le profil temporel moyen de l'ensemble du sous-bois est globalement proche de celui donné par le LAI estimé à partir des fractions de trouées mesurées sur la gamme d'angle zénithal $0-60^\circ$ ([Figure 4.8](#)), avec aussi une sorte de plateau entre juin et septembre. Mais ce dernier présente une variabilité inter date plus forte.

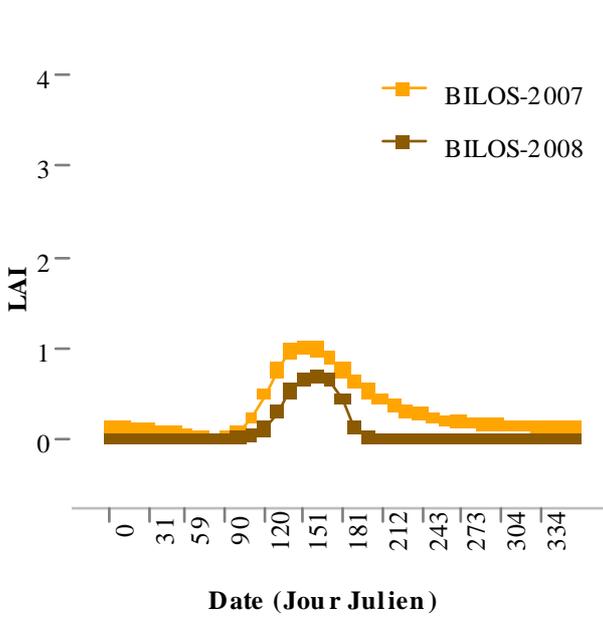
Le LAI des points à fougère dominante est quasi-nul en début et fin d'année. Il augmente le plus rapidement jusqu'à fin mai et il diminue régulièrement et rapidement de septembre à novembre. Entre ces deux dates, on a une succession de pics intermédiaires de même niveau (~jours 150 à 200) sauf le dernier moins élevé (~jour 250). Le sous-bois, où la fougère n'est pas dominante, a sa croissance en LAI plus lente et moins forte jusqu'en juin, il en est de même pour sa décroissance à partir de septembre. Entre les 2, le LAI plafonne plus ou moins avec 3 pics intermédiaires : le premier en juin, le deuxième en juillet et le dernier fin août-début septembre. Quant au sous-bois sans fougère, il se démarque du précédent par notamment un LAI plus fort hors période estivale et avec un troisième pic en août-septembre plus élevé.

Cette décomposition de la trajectoire saisonnière du LAI en fonction de l'abondance de fougère nous permet de déduire que :

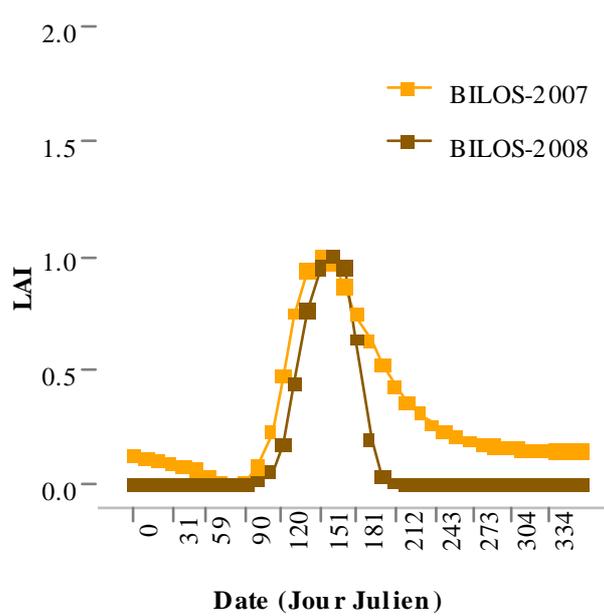
- la présence de fougère apparaît comme le principal déterminant de la phénologie du sous-bois et semble être à l'origine de l'apparition du plateau estival du LAI. Elle conduit au début du printemps à une forte et rapide augmentation du LAI du sous-bois qui a atteint alors son maximum dès fin mai. La contribution de la fougère semble ensuite décroître régulièrement à partir de juillet jusqu'à la fin de l'été. Ceci concorde avec les travaux d'[Oikawa et al. \(2004\)](#) sur la fougère qui montrent que la phénologie de sa surface foliaire verte est déterminée par l'émergence de cohortes successives de feuilles dont la durée de vie est d'autant plus courte qu'elles sont tardives, si bien que le nombre de feuilles vertes commence à décroître dès le début de l'été et peut être très faible dès la fin de l'été.
- le fort pic de LAI observé à mi-juillet pourrait être attribué à la molinie, qui est présente dans les trois classes de sous-bois, si on se réfère à la dynamique observée en 2008 au BRAY ([Figure 4.8 \(A\)](#)) dont le sous-bois est constitué majoritairement de cette espèce.
- Enfin quant au troisième pic, on manque d'éléments pour conclure. Mais il pourrait correspondre à d'autres espèces de végétation plus tardives ou qui pourraient être plus ou moins masquées par les feuilles de fougères vertes ou non qui peuvent les surplomber.



(A)



(B)



(C)

Figure 4.11 : Dynamique saisonnière du LAI de la végétation du sous-bois modélisée selon l'équation 3.11 par régression non linéaire du jeune peuplement de BILOS en 2007 et 2008.

(A) Valeurs modélisées

(B) Valeurs modélisées normalisées par le minimum en début d'année sur le site : $LAI - LAI_{min}$.

(C) Valeurs modélisées normalisées par le minimum en début d'année et le maximum sur le site : $(LAI - LAI_{min}) / (LAI_{max} - LAI_{min})$

	BILOS		BRAY	
	2007	2008	2007	2008
Dmin1-25	112	125	112	114
ΣT base 0	1096	1245	1096	1021
ΣT base 6	488	519	485	364
ΣT base 10	160	159	162	66
tmid1r	123	133	125	132
ΣT base 0	1270	1381	1296	1303
ΣT base 6	588	606	607	538
ΣT base 10	222	214	232	167

Tableau 4.9 : Somme des températures² en base 0, 6 et 10 (degrés-jours) observée aux dates données par les métriques phénologiques Dmin1-25 et tmid1r du LAI du sous-bois.

² La somme des températures, exprimée en degrés-jours, est calculée chaque jour comme le cumul, depuis le premier janvier, des températures moyennes journalières excédant un seuil donné (ici 0, 6 ou 10°C), issues de mesures bi-horaires de la température de l'air sous-abri sur le site (voir par exemple [Deprez-Loustau et Dupuis, 1994](#), [Serbin et al, 2009](#)).

En conclusion, la dynamique saisonnière du LAI de la fougère détermine bien celle du sous-bois, au moins en ce qui concerne sa phase de croissance et la durée de sa saison de végétation. Ainsi, même si la dynamique saisonnière du LAI du sous-bois du site de NEZER résulte de la combinaison des dynamiques saisonnières du LAI des espèces majoritaires, elle rend compte fortement de celle de la fougère, espèce emblématique de la lande mésophile.

4.2.4. La variabilité interannuelle de la dynamique saisonnière du LAI optique

On a comparé le comportement saisonnier du LAI optique du sous-bois entre 2007 et 2008 sur les sites de BILOS et du BRAY, les seuls à être suivis les deux années. Cette comparaison s'appuie sur l'analyse des courbes modélisées (Figures 4.11 et 4.14, Tableaux 4.7 et 4.8).

4.2.4.1. Le sous-bois à végétation aérienne pérenne du site de BILOS

La Figure 4.11 met en comparaison la dynamique saisonnière modélisée du LAI de la végétation du sous-bois du site de BILOS des années 2007 et 2008. Sa composition en espèces n'a pas changé. Ce sous-bois est, pour rappel, constitué en majorité d'espèces ligneuses à feuillage persistant (ajonc nain principalement, callune et bruyère cendrée).

La différence entre les 2 années de mesure pour la phase de croissance n'est pas énorme, mais elle est sans ambiguïté, aussi bien du point de vue de la trajectoire saisonnière du LAI (Figure 4.11), que de celui des métriques phénologiques $tmid1r$ et les $Dmin-X$ et $Dmax-1X$ (Tableau 4.8). Ces dernières diffèrent de 10 à 13 jours entre 2007 et 2008, avec une plus grande précocité du débourrement en 2007. Ceci peut être relié à un début d'année plus chaud en 2007 qu'en 2008, comme l'indique le Tableau 4.9 qui donne la somme des températures³ en base 0, 6 et 10 aux dates données par les métriques $Dmin1-25$ (date où 25% de l'accroissement printanier du LAI est acquis) et $tmid1r$ (date du point d'inflexion). En effet la somme des températures en base 6 ou 10 atteint à chacune de ces deux dates clés des valeurs quasiment égales en 2007 et 2008.

Au contraire, durant la phase de décroissance, on note une différence bien plus marquée entre les 2 années. Cette décroissance est particulièrement brutale ($scal2=5,23$) en 2008, tandis qu'en 2007 elle est plus lente ($scal2=31,41$) (Tableau 4.7). Toutefois, le sous-bois entame sa décroissance vers la mi-juin pour les 2 années. Ceci est clairement observable avec les métriques $Dmax2-5$ (démarrage de la phase de décroissance) et $Dmin2-5$ (fin de la phase de décroissance) : la première diffère entre 2007 et 2008 d'à peine 10 jours, la seconde diffère de plus de 70 jours (Tableau 4.8).

³ La somme des températures, exprimée en degrés-jours, est calculée chaque jour comme le cumul, depuis le premier janvier, des températures moyennes journalières excédant un seuil donné (ici 0, 6 ou 10°C), issues de mesures bi-horaires de la température de l'air sous-abri sur le site (voir par exemple Deprez-Loustau et Dupuis, 1994, Serbin et al, 2009).



(A) 26 juin 2008 (jour 178)



(B) 24 juillet 2008 (jour 206)

Figure 4.12 : Photographies hémisphériques d'un même point de mesure le 26 juin 2008 (A) et le 24 juillet 2008 (B) sur le site de BILOS.

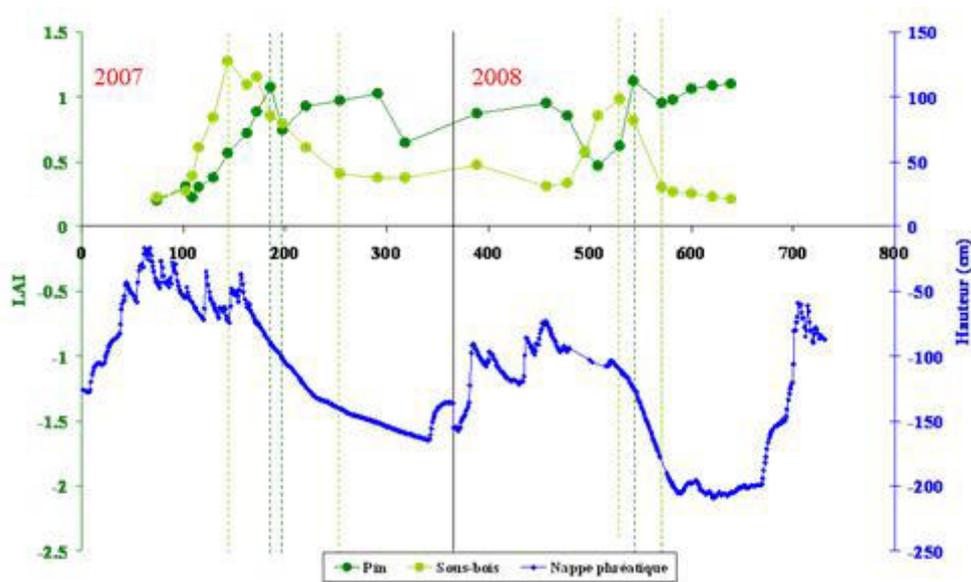


Figure 4.13 : Comparaison des dynamiques saisonnières du LAI du sous-bois et des pins à celle de la hauteur de la nappe phréatique sur le site de BILOS en 2007 et 2008. La période de décroissance est signalée par les traits verticaux pointillés pour chaque étage forestier.

Cette sénescence précoce et brusque du sous-bois en 2008 ne résulte peut-être pas uniquement des conditions pédoclimatiques elles-mêmes, mais aussi de contraintes hydriques locales d'origine anthropique. En effet l'importante chute du LAI du sous-bois, et dans une moindre mesure du LAI des pins, s'est essentiellement produite entre le jour 178 et 206 de l'année 2008 à BILOS (Figure 4.2 (A) et Figure 4.8 (A)). Comme le laisse voir la Figure 4.12, les photographies hémisphériques montrent clairement, entre ces deux dates, un jaunissement brutal du sous-bois et un rougissement d'une partie des aiguilles des pins dans le bas du houppier. Ces modifications brutales se sont manifestées peu après le démarrage de l'irrigation du champ de maïs avoisinant. La variation de la profondeur de la nappe phréatique mesurée sur le site est confrontée aux dynamiques saisonnières du LAI des pins et du sous-bois dans la Figure 4.13. Celle-ci indique que la baisse drastique du LAI du sous-bois est concomitante d'une baisse importante de la nappe phréatique initiée vers le jour 150 et dont la cause principale est le prélèvement d'eau pour irriguer le champ de maïs voisin. Cette situation est très différente de celle de 2007. D'une part en 2007, le niveau de la nappe au début du printemps y est plus élevé et l'arrêt de croissance du LAI du sous-bois s'amorce avant celui des pins alors que la nappe est toujours haute. D'autre part la baisse du LAI du sous bois est lente et régulière comme celle de la nappe.

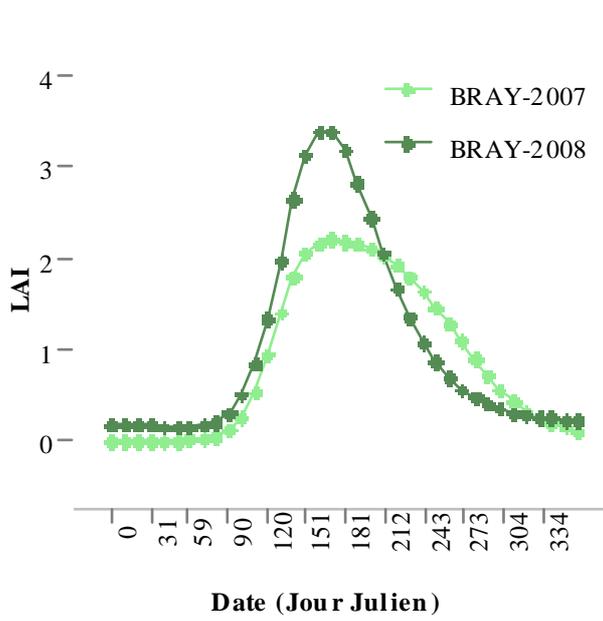
L'amplitude et le maximum du LAI du sous-bois à BILOS sont faibles pour les 2 années, quoiqu'un peu plus élevés en 2007. Ils sont toujours plus faibles que sur les autres sites. Il en est de même pour la durée du cycle de végétation d'après l'écart entre t_{mid2r} et t_{mid1r} (56 jours en 2007 et 50 en 2008) ou celui entre $D_{min1-25}$ et $D_{min2-25}$ (110 en 2007 et 65 en 2008), même si l'accident en alimentation hydrique de 2008 a sans doute accéléré le processus de sénescence.

La bibliographie consultée est pauvre sur la phénologie foliaire de l'ajonc nain (Stokes et al., 2003) et on avait trop peu d'éléments sur le comportement de cette espèce face à un stress hydrique (Stella et al., 2009). On ne peut donc guère aller très loin sur les spécificités de la cinétique saisonnière du LAI du sous-bois de BILOS face aux contraintes climatiques, hormis la concordance observée entre 2007 et 2008 sur la somme de température atteinte aux dates clés de l'accroissement du LAI optique au printemps.

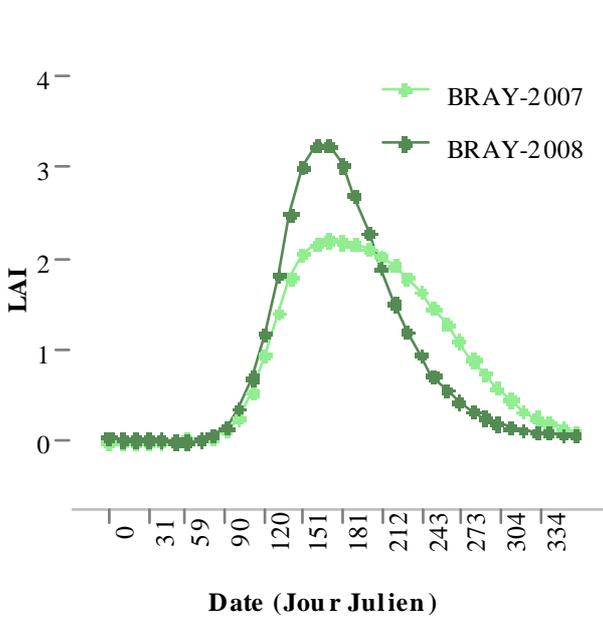
4.2.4.2. Le sous-bois à végétation aérienne annuelle du site du BRAY

La Figure 4.14 permet de comparer la dynamique saisonnière modélisée du LAI de la végétation du sous-bois du site du BRAY entre les années 2007 et 2008. Le sous-bois est inchangé, il est pour rappel constitué en majorité de molinie.

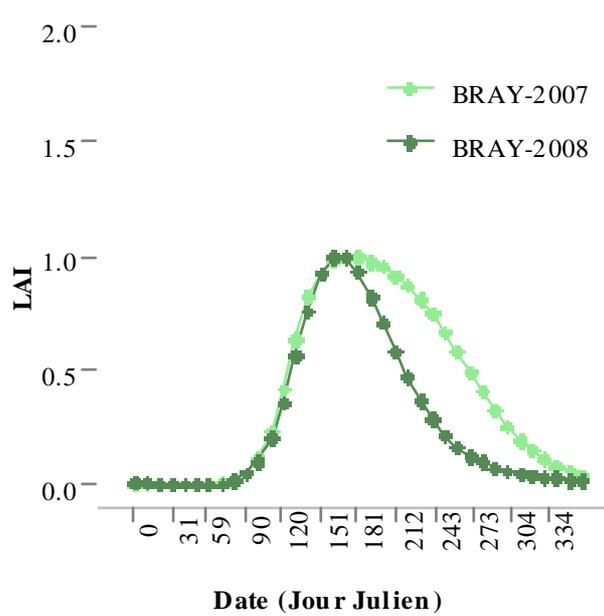
Il existe des similitudes dans la dynamique saisonnière de son LAI entre 2007 et 2008 durant la phase de croissance. Le LAI hivernal, et les dates de début et de fin de phase ($D_{min1-5} = 90$ et 92 et $D_{max1-5} = 154$ et 155), sont très proches pour ces 2 années (Tableaux 4.7 et 4.8). Les dates de débourrement et de fin développement foliaire sont donc stables. Cependant les autres métriques phénologiques de cette phase sont plus contrastées et indiquent clairement que la période de croissance maximale des nouvelles feuilles vertes est plus précoce en 2007 qu'en 2008 (Tableau 4.8). La date au point d'inflexion de la trajectoire du LAI (t_{mid1r}) diffère de 7 jours entre les deux années. Tout comme à BILOS, cet écart est cohérent avec le décalage de la cinétique des sommes de températures observé en début d'année (Tableau 4.9) : à la date clé t_{mid1r} de 2007 (jour 125) et à celle de 2008 (jour 132), la somme des températures supérieures à 0° atteint la même valeur de ~ 1300 degrés-jours.



(A)



(B)



(C)

Figure 4.14 : Dynamique saisonnière du LAI de la végétation du sous-bois modélisée selon l'équation 3.11 par régression non linéaire du peuplement adulte du BRAY en 2007 et 2008.

(A) Valeurs modélisées

(B) Valeurs modélisées normalisées par le minimum en début d'année sur le site : $LAI - LAI_{min}$.

(C) Valeurs modélisées normalisées par le minimum en début d'année et le maximum sur le site : $(LAI - LAI_{min}) / (LAI_{max} - LAI_{min})$

En ce qui concerne la phase de décroissance, 2007 et 2008 présentent de plus grandes différences, malgré des similitudes dans la durée de la période de forte décroissance du LAI avec scal2 qui vaut 30,4 en 2007 et 31,2 en 2008 (Tableau 4.7). Cependant, cette phase démarre ~20 jours plus tôt en 2008 qu'en 2007 ($D_{max2-5} = 202$ en 2007 et 178 en 2008, Tableau 4.8) pour terminer 45 jours plus tôt (D_{min2-5}).

Par conséquent la durée du cycle de végétation est bien plus élevée en 2007 qu'en 2008, ainsi l'écart entre t_{mid2r} et t_{mid1r} vaut 141 en 2007 et 70 en 2008. On a l'inverse pour l'amplitude saisonnière qui est bien plus faible en 2007 (~2,3) qu'en 2008 (~3,5) (Figure 4.14 et Tableau 4.7), mais celle-ci est toujours supérieure à celle observée sur les autres sites.

La cinétique du LAI du sous-bois du BRAY peut montrer des différences interannuelles significatives à relier aux conditions climatiques. Mais il y a une cohérence en termes d'exigence thermique pour le développement des feuilles au printemps. Le déficit hydrique du sol en été qui peut être très marqué en lande humide et la réponse spécifique de la molinie au stress hydrique (pas de régulation de la perte en eau, Jarosz et al., 2008) ont sans doute un rôle majeur sur l'arrêt de la phase de croissance en été et le début de la sénescence. On observe des constantes qui pourraient donc être la marque de la phénologie de la molinie (Loustau et Cochard, 1991, Taylor et al., 2001) : le minimum hivernal de son LAI est pratiquement nul quelle que soit l'année, son maximum est observé à peu près à la même date (juin), il en est de même pour le tout début du débournement (fin mars) et il n'y a pas de plateau estival.

4.2.5. Précision du LAI optique du sous-bois mesuré avec les DHP

Pour évaluer la qualité des estimations du LAI optique du sous-bois, on ne disposait que des données de LAI issues des mesures destructives de juillet 2008. D'un point de vue théorique, les deux types de données sont comparables, puisqu'il s'agit en fait dans les deux cas d'un GAI (indice de surface verte).

Le Tableau 4.5 donne une comparaison entre le LAI destructif mesuré en juillet 2008 et le LAI optique observé à la même date. Si on exclut les mousses, on a peu de discordances entre le LAI optique et le LAI destructif de l'ensemble des principales espèces sur les sites de BILOS, BRAY et VIELLE : l'écart est au maximum de 0,5. A BILOS, où les mousses sont quasi inexistantes, la concordance est excellente. A BRAY et à VIELLE où les mousses ont les contributions les plus importantes dans le LAI total, l'écart est très fort entre LAI total destructif et LAI optique. On peut invoquer deux raisons. D'une part, comme déjà dit, le LAI destructif des mousses est surestimé car calculé sur la base de la biomasse des parties vertes et sèches confondues et non uniquement de la biomasse verte. D'autre part, les mousses constituent une couche de végétation rase tapissant le sol qui en plein été peut être masquée sur les DHP, prises en visée vers le sol, par les feuilles de molinie au BRAY ou les rameaux de callune à VIELLE. Dans le cas de NEZER, les mousses ont une moindre contribution. On y constate un écart fort (~1,5) entre LAI destructif sans les mousses et LAI optique. C'est à NEZER qu'on a le plus grand étagement de la végétation, que l'on peut schématiser ainsi : mousses au ras du sol, étage dominant des feuilles de fougère quasi horizontales et entre les deux les touffes de molinie. Il est donc très probable qu'en plein été la fougère qui est à son développement maximal masque partiellement les couches de végétation inférieures et que cela induise une sous-estimation du LAI total du sous-bois par les DHP prises en visée vers le sol. Cela pourrait indiquer que le plateau estival observé à NEZER ne serait qu'un artéfact dû au système de mesure qui masquerait un réel net pic estival du LAI.

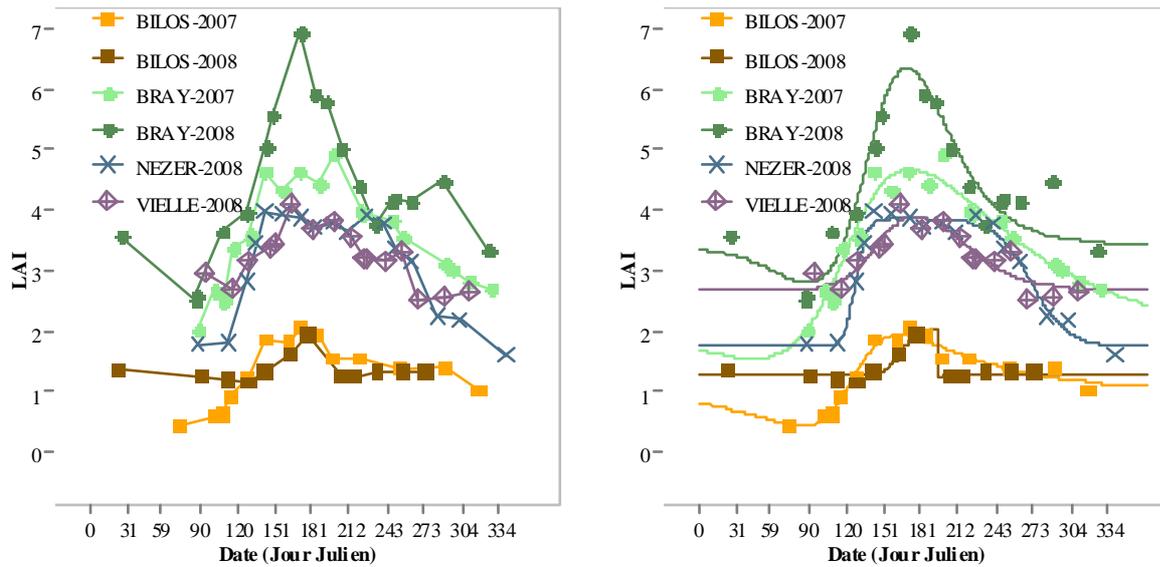


Figure 4.15 : Dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble pin + sous-bois des 4 sites en 2007 et 2008.

(A) Variations temporelles observées

(B) Variations temporelles modélisées par régression non linéaire selon le modèle logistique double de l'équation 3.11

L'incertitude sur l'estimation du LAI optique est sans doute de l'ordre de 0,5 en faisant abstraction de ce problème d'étagement des différentes espèces en sous-bois, si on se réfère à l'étude de Demarez et al. (2008) sur des couverts bas (cultures de maïs, blé et tournesol). Elle est en tout état de cause inférieure à l'amplitude de la variation saisonnière du LAI en chaque site et ne gêne pas la perception du cycle phénologique des organes foliaires.

4.2.6. Conclusion

Pour conclure, le LAI du sous-bois a une franche saisonnalité sur les quatre sites étudiés qui est clairement perceptible par photographie hémisphérique. Les résultats mettent en évidence des traits de comportement de la phénologie foliaire du sous-bois spécifiques de sa composition floristique :

- une plus faible amplitude saisonnière du LAI lorsque des espèces ligneuses à feuilles persistantes dominant (ajonc, callune, bruyères). Même avec ce type de végétation, la surface foliaire verte est faible en hiver,
- malgré un effet de la variabilité interannuelle des contraintes environnementales (thermiques, hydriques), le LAI des différents types de sous-bois étudiés montre des figures phénologiques assez spécifiques et révélatrices de la phénologie des espèces qui dominant.

4.3. *Dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble pin + sous-bois*

4.3.1. Contribution de la végétation du sous-bois dans la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble pin + sous-bois

La Figure 4.15 présente la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble pin + sous-bois observée sur les 4 sites pour les années 2007 et 2008 et sa modélisation statistique. Cette dynamique n'a été mesurée directement que sur le site de BILOS. Pour les sites du BRAY, NEZER et VIELLE, le LAI de l'ensemble pin + sous-bois a été estimé à partir des mesures du LAI des pins et du LAI du sous-bois tel que $LAI_{ensemble\ pin + sous-bois} = LAI_{pin} + LAI_{sous-bois}$. Quand les DHP sur le sous-bois et celles sur les pins n'ont pas été prises le même jour, le LAI de l'une des deux strates a été calculé à la date de mesure de l'autre par interpolation linéaire.

On observe une dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble pin + sous-bois avec une phase de croissance au printemps et une phase de décroissance en deuxième partie d'année. Il existe un contraste entre le LAI hivernal et le LAI estival. Ce dernier est au moins supérieur de 1,5 au LAI hivernal sauf à BILOS en 2008. Aussi, la caractérisation de cette dynamique saisonnière s'appuie, comme pour le sous-bois, sur la modélisation statistique par régression non linéaire de type double logistique selon l'équation 3.11.

Cet ajustement est assez satisfaisant et décrit globalement bien la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble pin + sous-bois. Le coefficient de détermination, R^2 , est significatif (Probabilité $< 10^{-7}$, test F) et compris entre 0,81 et 0,98 pour l'ensemble des sites et années. La RMSE présente des valeurs inférieures à 10% de la gamme de valeur du LAI et le biais est proche de 0 avec des valeurs inférieures à 10^{-6} .

Site	Année	Ymin	Ymax	tmid1	tmid2	scal1	scal2	RMSE	biais	R ²	P(test F)	n
BILOS	2007	1.03 (0.69) [66]	3.65 (4.08) [112]	125.45 (7.61) [6]	140.00 (103.92) [74]	13.85 (13.20) [95]	59.05 (76.71) [130]	0.11	4.30E-10	0.956	1.65E-09	14
BILOS	2008	1.26 (nc) [nc]	2.04 (nc) [nc]	165.67 (nc) [nc]	195.90 (nc) [nc]	6.53 (nc) [nc]	0.16 (nc) [nc]	0.05	-5.69E-06	0.932	3.69E-07	12
BRAY	2007	2.04 (1.49) [73]	7.87 (12.17) [155]	120.09 (17.04) [14]	184.41 (241.09) [131]	22.64 (26.60) [117]	69.67 (30.57) [44]	0.2	5.10E-09	0.931	4.62E-13	22
BRAY	2008	3.44 (0.68) [20]	94.84 (22401.74) [23621]	144.91 (234.14) [162]	147.01 (284.53) [194]	23.08 (217.65) [943]	24.88 (221.83) [892]	0.4	1.76E-06	0.882	2.65E-09	19
NEZER	2008	1.73 (0.21) [12]	3.86 (0.15) [4]	128.00 (2.94) [2]	271.80 (7.77) [3]	4.53 (3.11) [69]	14.72 (6.28) [43]	0.12	2.04E-10	0.978	7.81E-14	17
VIELLE	2008	2.67 (0.47) [18]	4.34 (4.82) [111]	145.31 (39.99) [22]	213.65 (126.20) [59]	14.04 (32.48) [231]	23.74 (57.07) [240]	0.19	1.21E-08	0.817	1.60E-06	16

Tableau 4.10 : Modélisation de la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble pin + sous-bois pour les 4 sites en 2007 et 2008. Ajustement par régression non-linéaire du modèle logistique double de l'équation 3.11. Paramètres estimés du modèle, avec entre parenthèses leurs intervalles de confiance à 5% et entre crochets leurs incertitudes relatives (100*intervalle de confiance/estimation), et paramètres statistiques de la régression.

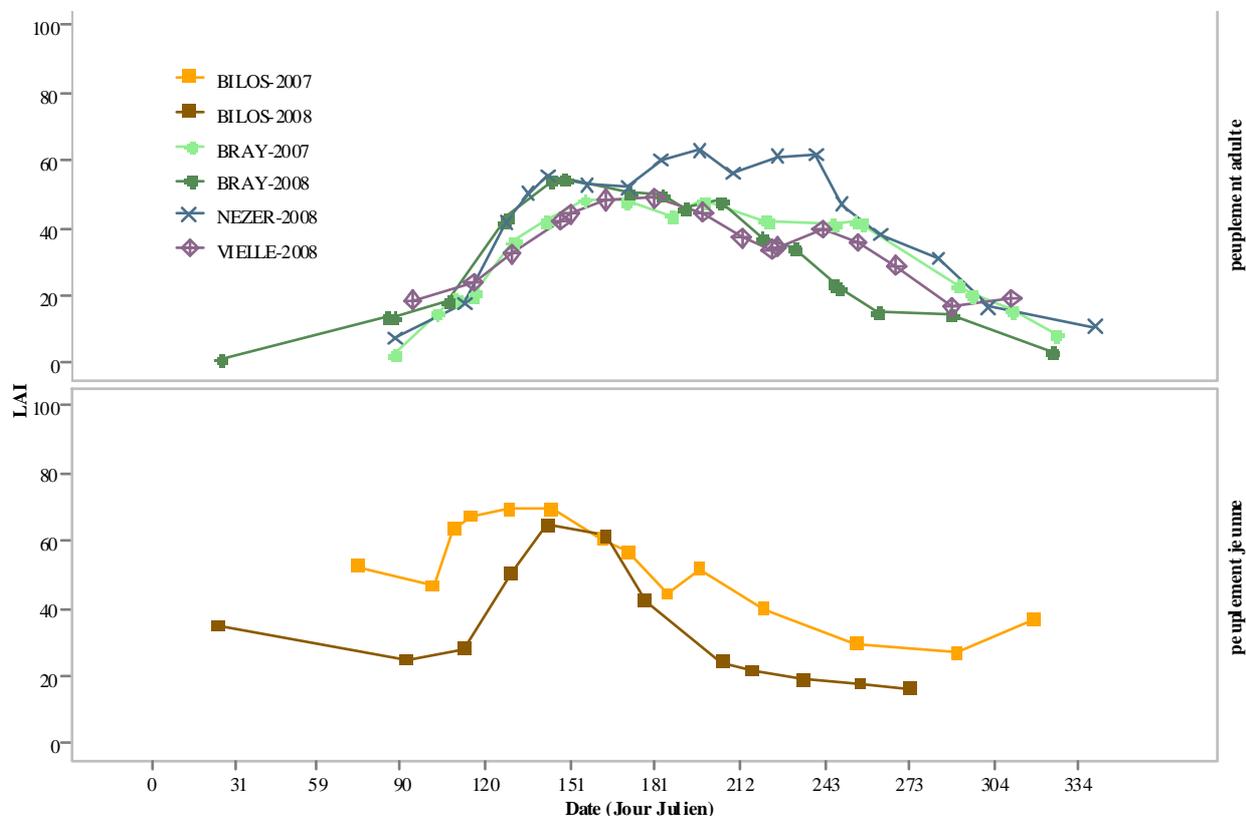


Figure 4.16 : Dynamique saisonnière de la contribution du LAI du sous-bois au LAI de l'ensemble pin + sous-bois des 4 sites en 2007 et 2008 en fonction du type de peuplement.

Cependant, même s'il semble que le modèle décrive bien la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble pin + sous-bois du site de BILOS en 2008 (Figure 4.15 (B)), il est impossible de calculer l'incertitude des estimateurs et donc la qualité statistique de l'ajustement. Ceci est à relier à la chute drastique du LAI après le jour 178 imputable à la baisse accidentelle de la nappe phréatique (Figure 4.13).

A l'exception de NEZER, l'incertitude relative des estimateurs des paramètres est plus élevée, dans l'ensemble, dans le cas de l'ensemble pin + sous-bois que celui du sous-bois seul (Tableau 4.7 et Tableau 4.10). Cette moins bonne qualité de l'ajustement du modèle se retrouve avec les R^2 entre valeurs observées et prédites qui sont plus faibles. L'ajustement est le moins satisfaisant pour le BRAY en 2008 : l'incertitude sur tous les paramètres est très forte, la RMSE la plus élevée. Le modèle est monocyclique et ne peut donc pas restituer l'apparent cycle secondaire commençant après le jour 240 (Figure 4.15).

Cette moindre qualité d'ajustement sur les peuplements adultes n'est pas surprenante. Le LAI total résulte de l'addition du LAI du sous-bois et du LAI de la strate arborée mesurés indépendamment. Ce dernier varie peu au cours de l'année et, tel que mesuré ici par photographie hémisphérique sur les peuplements adultes, il apporte plus de bruit qu'une réelle information phénologique quand on l'additionne avec celui du sous-bois.

En conclusion, on peut dire que sur les peuplements adultes c'est le sous-bois qui gouverne la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble de la forêt, vu que celui des arbres apparaît pratiquement constant au cours de l'année avec une variabilité intra-annuelle faible devant celle du sous-bois.

Dans le cas du jeune peuplement de BILOS, les arbres, qui montrent un accroissement net de leur surface foliaire entre le début et la fin de l'année, ont un poids non négligeable dans le cycle annuel du LAI de l'ensemble des deux strates. Ceci est clair en 2007, où la trajectoire du LAI total a une forme de double logistique dissymétrique avec un niveau plus fort en fin qu'en début d'année après un net pic en été.

4.3.2. Contribution relative du sous-bois et des pins dans le LAI de leur ensemble

La Figure 4.16 présente la contribution relative du LAI du sous-bois dans le LAI de l'ensemble pin + sous-bois.

On observe que, pour tous les sites et années, au moment de son maximum en été le LAI de la végétation du sous-bois est légèrement supérieur au LAI des pins. Sa contribution relative est un peu plus faible pour les trois peuplements adultes (50-60%) que pour le plus jeune de BILOS (~60-70%).

Cela était observable sur le peuplement du BRAY quand il était un peu plus jeune, avec un LAI des pins du même ordre de grandeur (cf. par exemple Jarosz et al., 2008). Duursma et al. (2009) avaient déjà relevé ce fait. Mais cela n'avait jamais été observé avec d'autres types de végétation du sous-bois, ni dans d'autres conditions pédoclimatiques du massif forestier landais, ni même sur des sites avec des pins bien plus jeunes dont le LAI est bien plus faible.

Dans le cas du LAI en hiver, il y a une différence de comportement entre les trois peuplements adultes et le plus jeune. Pour les peuplements adultes, le LAI de la végétation du sous-bois contribue en hiver à hauteur de 0-20% au LAI de l'ensemble pin + sous-bois. Pour le site de BILOS, la contribution relative du sous-bois en hiver est plus forte et elle diminue au cours des deux années d'observation en relation avec l'accroissement interannuel en LAI des arbres : de ~40% au début de 2007 à ~20% à la fin de 2008.

Donc, sur les trois peuplements adultes étudiés, si c'est le sous-bois qui détermine principalement la trajectoire saisonnière du LAI de l'ensemble des strates, les pins représentent toujours au moins pratiquement la moitié de la quantité de surface foliaire verte quelle que soit la saison. Ce n'est qu'en été que le sous-bois atteint un niveau de LAI à peu près égal à celui des pins.

4.4. *Discussion et conclusion*

Les résultats, bien qu'obtenus sur un petit nombre de sites et une durée de deux ans, sont originaux.

En effet, ces résultats démontrent que la végétation du sous-bois est bien le déterminant majeur de la trajectoire saisonnière du LAI de l'ensemble du couvert végétal des peuplements de pin maritime du massif forestier landais. Et ce, bien que le LAI des pins apparaisse toujours supérieur à celui du sous-bois, sauf en période estivale au moment du maximum observé pour le sous-bois où ses valeurs peuvent devenir voisines ou légèrement inférieures. Ceci est clair et net pour les trois peuplements adultes étudiés, que le sous-bois soit composé en majorité d'espèces à feuillage caduque ou pérenne.

Le LAI de la strate de pin estimé par photographie hémisphérique est en moyenne peu élevé avec des ordres de grandeur réalistes (1,5 à 3). Il varie peu au cours de l'année, ou du moins trop faiblement pour que cela soit perceptible avec le système de mesure employé. Cette apparente stabilité cache en fait la complexité des processus de succession des générations d'aiguilles. L'augmentation de surface foliaire verte due à la sortie de nouvelles aiguilles au printemps peut être masquée par la chute des générations plus anciennes qui peut avoir lieu tout le long de l'année. Par ailleurs l'ouverture de la strate arborée se trouvait, sur la période étudiée (2007-2008), vraisemblablement dans une relative situation de stationnarité, en effet aucun des trois peuplements n'avait subi récemment d'éclaircie d'arbres (la dernière éclaircie était très faible au BRAY et à NEZER, où elle remonte respectivement à 2005 et 2002, elle était plus forte à VIELLE où elle est antérieure à 2004.). Donc aucun gain intra-annuel notable en LAI des arbres consécutif à une fermeture post éclaircie de leur couvert n'était à attendre. Le LAI du sous-bois, quelle que soit sa composition, montre une franche saisonnalité qui suit globalement une forme logistique double. Il ne montre pas de gain entre le début et la fin de l'année. Le sous-bois se trouve donc aussi dans une relative stationnarité de la dynamique interannuelle de sa végétation. Ceci est sans doute à relier à l'absence de dynamique de recolonisation végétale imputable à la stabilité relative du degré d'ouverture de la canopée de pin qui stabilise le microclimat lumineux en dessous et aussi à l'ancienneté des opérations de nettoyage du sous-bois par débroussaillage, simultanées des éclaircies.

Dans les peuplements adultes étudiés, les deux strates de végétation étaient probablement dans une situation d'équilibre en termes de taux de recouvrement. Il serait donc utile d'observer l'impact d'une éclaircie, d'un débroussaillage ou d'une ouverture accidentelle du couvert arboré (dégât de tempête par exemple) sur la cinétique saisonnière du LAI des deux strates durant plusieurs années de suite. [Gonzalez et al. \(2013\)](#) ont fait une étude comparée entre biomasse du sous-bois et des arbres sur 24 peuplements de pin maritime landais échantillonnant les 3 types de lande sur une large gamme d'âge (11 à 97 ans). Mes mesures de SLA leur ont permis d'estimer le LAI des espèces principales du sous-bois en été et de le comparer à celui des pins dérivé des relations allométriques de [Porté et al. \(2000\)](#). Ainsi, tous peuplements confondus les espèces du sous-bois représentaient 35% du LAI de l'ensemble pins + sous-bois, soit un ratio inférieur en moyenne à celui de 50-60% observé dans mon étude. Malheureusement, [Gonzalez et al. \(2013\)](#) n'ont pas pu analyser l'impact des perturbations anthropiques les plus récentes sur la variabilité inter peuplement du ratio LAI sous-bois/LAI total, faute d'information sur leur date.

Dans le cas du jeune peuplement étudié à BILOS, le couvert arboré est extrêmement ouvert et tend à se développer, il montre une dynamique nette d'accroissement de surface foliaire au fil des deux ans de suivi. Ce n'est pas vraiment le cas de la végétation de sous-bois, qui n'a pas subi de perturbation récente par un débroussaillage et qui montre la même forme logistique de dynamique saisonnière que pour les peuplements adultes, sans gain entre début et fin d'année. Elle a également un rôle important dans la dynamique saisonnière du LAI de l'ensemble du couvert végétal. Mais les pins, dont le LAI est faible en moyenne (<1), y ont une part non négligeable. Leur LAI a une saisonnalité plus ou moins marquée avec un accroissement annuel net qui confère à l'ensemble pin + sous-bois un accroissement sensible du LAI entre début et fin d'année.

Un seul jeune peuplement a été étudié, il faut donc se garder de généraliser ces résultats. Mais l'exemple de ce site de BILOS a permis d'illustrer l'impact (chute brutale du LAI) que peut avoir un stress hydrique sur le cycle de la phénologie foliaire des deux strates de végétation d'un peuplement de pin maritime dans son jeune âge. De plus, son intérêt a été de fournir le cas d'un sous-bois où domine l'ajonc nain, qu'on ne rencontre généralement pas dans les peuplements plus âgés, car en lande humide les débroussaillages répétés favorisent le développement de la molinie et de la fougère, l'ajonc ne subsistant plus qu'au voisinage des pins ([Maizeret, 2005](#)).

Bien que fondée sur des observations faites sur seulement quatre peuplements, l'étude des variations saisonnières du LAI du sous-bois a apporté des informations originales sur la phénologie foliaire des espèces et de leurs assemblages rencontrés en forêt landaise.

Les résultats ont mis ainsi en évidence des traits de la phénologie foliaire du sous-bois spécifiques de sa composition floristique et des conditions pédoclimatiques rencontrées. Par conséquent, la dynamique saisonnière du LAI du sous-bois landais, telle que mesurée par photographie hémisphérique, est bien révélatrice des groupements d'espèces propres à chaque type de lande.

La méthode optique, par photographie hémisphérique, utilisée pour estimer le LAI des deux strates de végétation est classiquement employée par la communauté scientifique. Malgré sa lourdeur de mise en œuvre (prises de vue sur le terrain, traitement des données), elle a permis de recueillir des séries temporelles de LAI optique riches en information phénologique.

Elle a cependant montré ses limites sur deux plans. D'une part, la précision d'un tel système de mesure est sans doute insuffisante pour caractériser finement la variation saisonnière du LAI de la strate de pins. D'autre part, en raison des contraintes climatiques et du temps nécessaire aux prises de vue sur les 4 sites, l'effort d'échantillonnage spatial et temporel réellement fait n'était sans doute pas optimal (nombre de données trop faible sur certaines phases de transition phénologique) pour modéliser finement les trajectoires temporelles de la surface foliaire.

Donc, si cette étude était à refaire ou si on souhaitait l'étendre à un plus grand nombre de sites sur plusieurs années, il serait sans doute plus judicieux d'utiliser une méthode de proximité de la phénologie foliaire fondée sur une mesure continue du rayonnement transmis ou réfléchi (par exemple [Soudani et al., 2012](#), [Serbin et al., 2009](#)) ou de prises de vues journalières automatiques par Webcam hémisphérique ou non (par ex, [Richardson et al., 2007](#)). Actuellement la communauté scientifique est très active sur le sujet en termes méthodologiques. Mais généralement la mesure porte seulement sur la strate d'arbre ou l'ensemble des strates de végétation, le sous-bois n'étant pas considéré en tant que tel. [Soudani et al. \(2012\)](#) ont testé sur le site du BRAY l'emploi d'un capteur terrestre placé sur une tour de 40 m mesurant le NDVI du peuplement. Leurs mesures ont été faites en 2007 et 2008, donc simultanément à nos photographies hémisphériques. Le NDVI varie faiblement au cours de l'année et montre un clair minimum en début avril, soit juste avant le débourrement des arbres et de la molinie. Ses autres variations saisonnières sont difficiles à interpréter car le capteur intègre à la fois la dynamique du LAI des pins et celle du sous-bois. De plus, comme il a une ouverture angulaire assez large, la contribution du sous-bois dans le signal NDVI est difficile à évaluer et est sans doute minorée. Ces données ne m'ont donc pas véritablement été utiles pour renseigner la phénologie foliaire des pins et du sous-bois sur le site du BRAY de manière plus fine qu'avec les photographies hémisphériques.

Enfin, l'ajustement du modèle logistique double à la dynamique du LAI du sous-bois observée sur les quatre sites est de qualité assez satisfaisante pour fournir des métriques phénologiques fiables, c'est-à-dire pour renseigner sur les dates clefs du cycle phénologique foliaire du sous-bois. Ces métriques seront le fondement du chapitre suivant qui est focalisé sur l'interprétation de la trajectoire temporelle du signal de télédétection observée sur les quatre sites, étant donné que la dynamique saisonnière du LAI de la forêt est essentiellement gouvernée par celle du sous-bois.

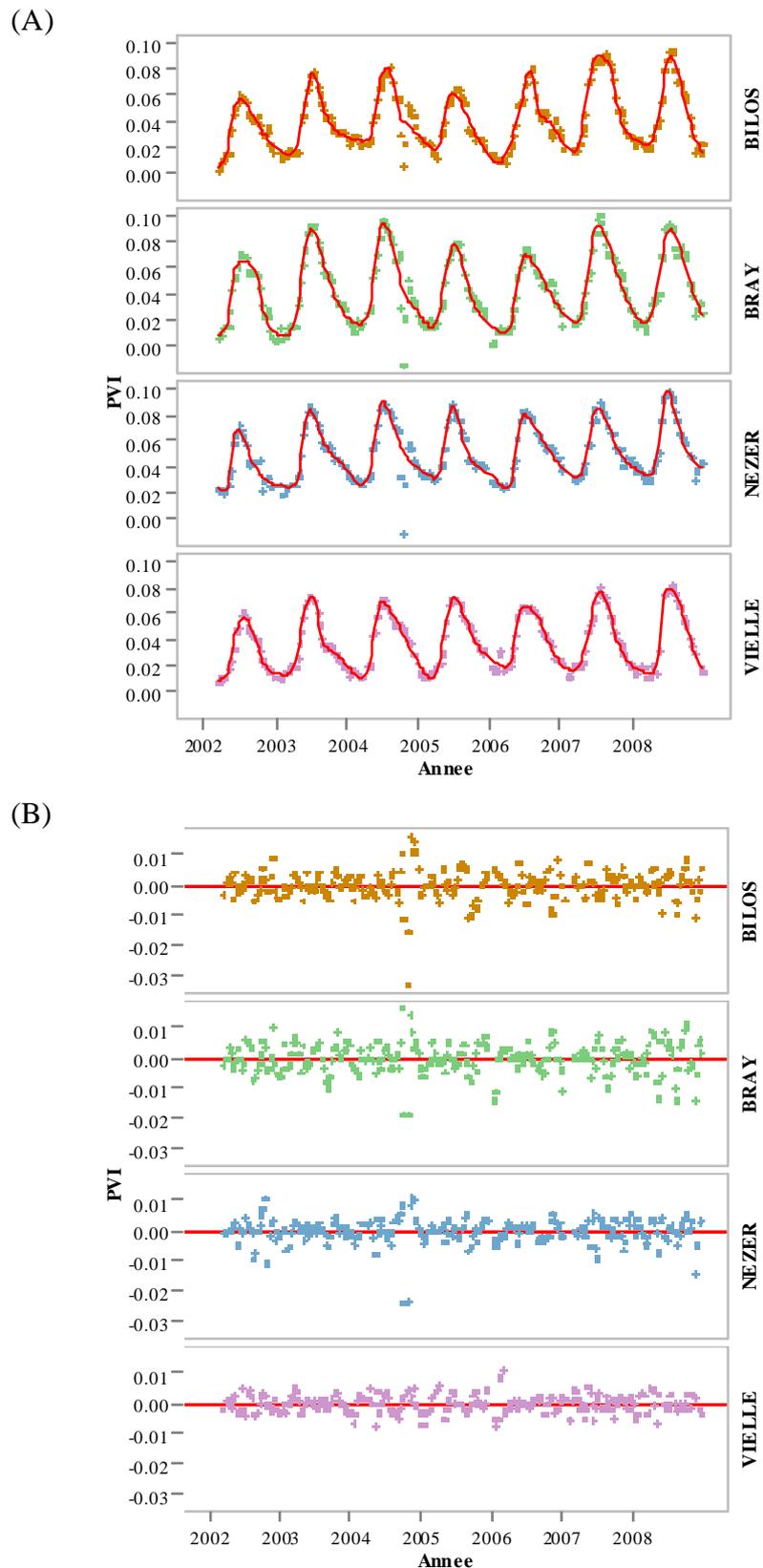


Figure 5.1 : Dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI de 2002 à 2008 sur les 4 sites.
 (A) Variations temporelles observées et modélisées selon l'équation 3.14 par régression non linéaire (ligne rouge)
 (B) Distribution temporelle des résidus autour de 0 (ligne rouge)

5. Dynamique saisonnière de l'indice de végétation PVI et confrontation avec la dynamique saisonnière du LAI in situ

L'objectif de ce chapitre est double. Il s'agit :

- d'identifier dans quelle mesure le comportement saisonnier de l'indice de végétation PVI est spécifique du site et donc de ses caractéristiques intrinsèques (comme l'âge des arbres et le type de lande) et dans quelle mesure sa variabilité interannuelle traduit celle des conditions climatiques.
- de mettre en relation la cinétique saisonnière de l'indice de végétation PVI observé par satellite et celle du LAI mesuré *in situ*.

Pour cela, les trajectoires saisonnières du PVI sont étudiées sur chacun des quatre sites de référence durant 7 années de 2002 à 2008. Tout d'abord une analyse de leur variabilité entre sites et entre années sont faites sur ces sept années. Ensuite la cinétique saisonnière du PVI est comparée à celle du LAI du couvert forestier et plus particulièrement du sous-bois observée *in situ* en 2007 et 2008.

Comme pour le LAI, dans le chapitre précédent, la caractérisation de la trajectoire saisonnière du PVI est faite sur deux plans :

- la quantification du PVI et notamment de son amplitude saisonnière,
- l'analyse de la cinétique intra-annuelle du PVI.

Elle s'appuie sur une modélisation statistique de la variation multi-annuelle du PVI, qui a servi à estimer, pour chaque année, l'amplitude saisonnière du PVI et produire les métriques phénologiques du PVI, qui sont indicatrices des dates clefs dans ses variations saisonnières.

Dans un premier temps la structuration saisonnière des variations multi-annuelles du PVI et sa modélisation statistique par le modèle logistique double est présentée.

Les deuxième et troisième sections sont consacrées à la comparaison entre sites et années des variations saisonnières des valeurs du PVI, en particulier de son amplitude, et de ses métriques phénologiques.

La confrontation des métriques du PVI avec celles du LAI est faite dans la quatrième section.

La dernière section discute les résultats et donne la conclusion générale.

(A)

Site	Ymin _y	Ymax _y	tmid1 _y	tmid2 _y	scal1 _y	scal2 _y	RMSE	biais	R ²	n
	Y = 1 à 8	Y = 1 à 7	Y = 1 à 7	Y = 1 à 7	Y = 1 à 7	Y = 1 à 7				
BILOS	-0,25 / 0,06 (0.009/0.165)	-0,01 / 0,17 (0.017/1.238)	121,46 / 150,84 (5.780/48.484)	190,3 / 491 (5.837/337.095)	14,18 / 53,81 (6.054/48.690)	7,54 / 208,14 (6.898/187.063)	4,82E-03	9,15E-09	0,954	232
BRAY	0,01 / 0,04 (0.006/0.062)	0,07 / 0,39 (0.006/1.871)	131,34 / 139,44 (6.731/24.058)	149,43 / 289,30 (11.406/150.424)	11,55 / 30,85 (6.262/36.609)	19,51 / 83,65 (10.458/103.382)	5,14E-03	5,04E-10	0,961	232
NEZER	0,02 / 0,05 (0.006/0.029)	0,10 / 0,54 (0.025/10.233)	132,35 / 144,63 (4.447/56.572)	150,50 / 235,95 (38.980/89.512)	12,56 / 29,79 (4.666/47.687)	27,89 / 110,55 (6.295/53.662)	4,13E-03	2,68E-09	0,959	231
VIELLE	-0,02 / 0,05 (0.003/0.069)	0,06 / 0,29 (0.008/1.486)	127,79 / 156,74 (3.494/33.684)	188,81 / 287,84 (7.576/160.677)	9,24 / 32,78 (3.303/37.061)	11,08 / 132,85 (6.316/76.315)	2,96E-03	6,21E-11	0,980	231

(B)

Site	Année y	Ymin _y	Ymax _y	tmid1 _y	tmid2 _y	scal1 _y	scal2 _y
BILOS	2007	-0,06 (0,06)	0,05 (0,03)	121,46 (5,94)	277,42 (10,12)	21,84 (6,71)	15,48 (9,98)
BILOS	2008	0,01 (0,02)	0,11 (0,06)	146,90 (11,51)	250,03 (47,79)	19,10 (10,47)	37,95 (24,53)
BRAY	2007	0,01 (0,06)	0,13 (0,15)	135,79 (8,28)	253,31 (132,69)	20,43 (12,27)	63,80 (71,84)
BRAY	2008	0,01 (0,02)	0,13 (0,12)	136,40 (12,65)	255,02 (93,82)	24,27 (17,29)	53,39 (42,10)
NEZER	2008	0,04 (0,006)	0,17 (0,09)	140,30 (5,86)	189,17 (42,58)	16,34 (7,63)	41,73 (6,26)
VIELLE	2008	0,01 (0,003)	0,08 (0,008)	143,15 (5,45)	272,18 (9,98)	9,24 (3,28)	31,96 (8,05)

Tableau 5.1 : Modélisation de la **dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI** par régression non linéaire selon l'équation 3.14, de 2002 à 2008 sur les 4 sites : paramètres estimés et leurs intervalles de confiance à P=5%, paramètres statistiques (R², RMSE, biais, nombre d'observations n).

(A) Gamme de variation interannuelle des paramètres estimés et de leurs intervalles de confiance (minimum/maximum)

(B) Détail des valeurs estimées pour les années 2007 et 2008 où le LAI a été mesuré sur le terrain

5.1. Structuration saisonnière de la dynamique du PVI de 2002 à 2008 pour les 4 sites

La [Figure 5.1 \(A\)](#) présente la **dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI** observée et modélisée sur chacun des 4 sites de 2002 à 2008. Cette dynamique se découpe en phases de croissance, du printemps au début de l'été, et en phases de décroissance, de la fin de l'été à l'hiver, avec un PVI minimum en chaque fin d'hiver et un maximum en chaque début d'été. Elle ne présente aucun plateau de saturation en période estivale et aucun plafonnement hivernal.

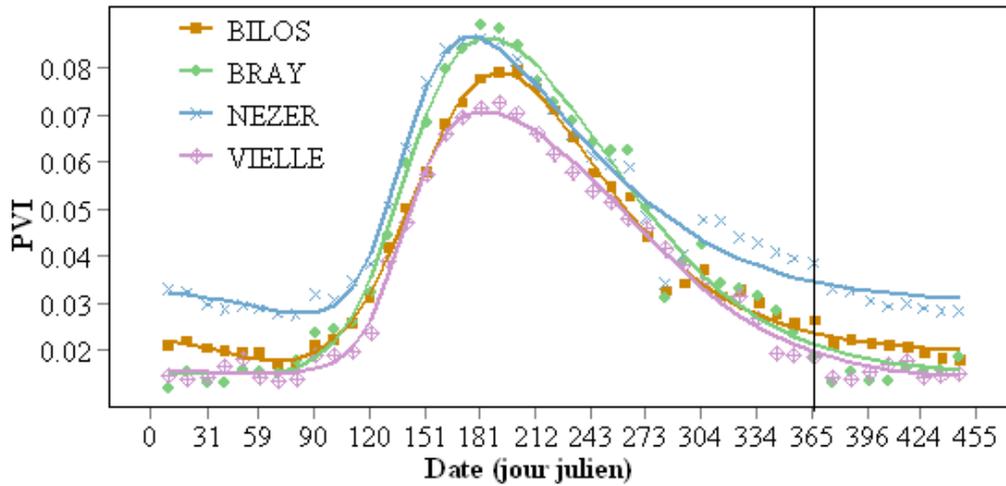
Toutefois, la succession de ces phases de croissance et de décroissance n'est pas identique d'une année à l'autre. D'une part, l'amplitude, le minimum et le maximum annuel du PVI varient au cours des années 2002 à 2008 sur un même site. D'autre part, la forme de sa cinétique saisonnière est également variable. La phase de décroissance semble se faire en deux temps certaines années : on observe une sorte de ressaut qui commence en fin d'été pour les années 2003 à 2006 pour BILOS et le BRAY, 2002 à 2007 pour NEZER et 2003 à 2005 pour VIELLE. De plus le PVI montre sur BILOS, BRAY et NEZER en début d'automne 2004 une variabilité très forte entre plusieurs décades successives avec une chute de courte durée, qui paraît plutôt anormale et pourrait traduire des perturbations dans la qualité des données VEGETATION (nuages, effets directionnels ou atmosphériques) mal filtrées lors des prétraitements.

Les paramètres de la modélisation de la dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI selon l'[équation 3.14](#) sont fournis [Tableau 5.1](#)⁴. L'ajustement obtenu permet de bien restituer les variations saisonnières observées ([Figure 5.1 \(A\)](#)). Le coefficient de détermination, R^2 , entre valeurs prédites et celles observées, est compris entre 0,95 et 0,98 pour l'ensemble des sites. La RMSE présente des valeurs inférieures à 10% de la gamme de valeur du PVI et le biais est proche de 0 avec des valeurs inférieures à 10^{-8} . Enfin, la distribution temporelle des résidus autour de 0, présentée [Figure 5.1 \(B\)](#), ne présente pas de dynamique ou de structure temporelle particulière. Le modèle qui est une somme algébrique de fonctions de croissance et de fonctions de décroissance permet de rendre compte d'une bonne part des « ressauts » observés en phase de décroissance du PVI.

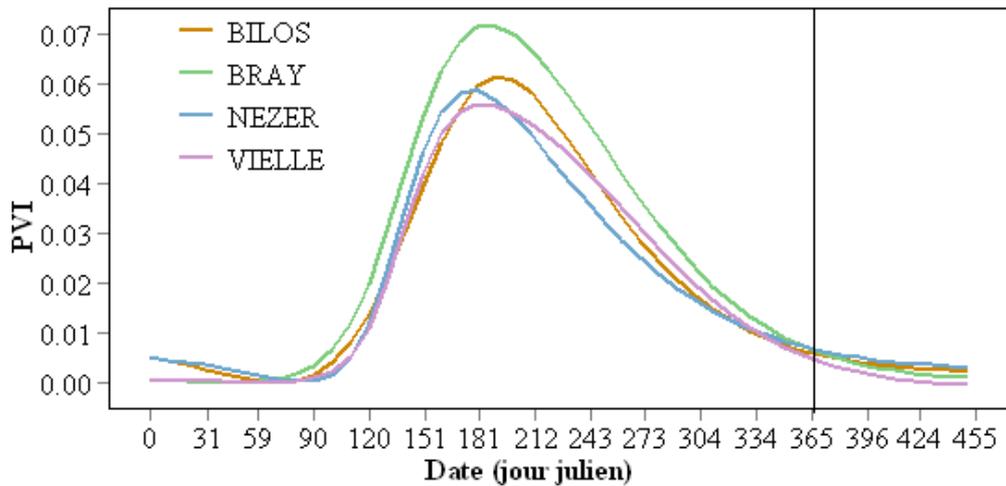
Toutefois, il présente des limites. D'une part, on observe des différences quant à l'incertitude sur l'estimation des paramètres entre les fonctions de croissance et celles de décroissance. Les paramètres des fonctions de croissance, $tmid1_y$ et $scal1_y$, présentent des intervalles de confiance à 5% généralement inférieurs à ceux des paramètres des fonctions de décroissance, $tmid2_y$ et $scal2_y$, que ce soit en absolu ou en relatif, c'est-à-dire en pourcentage de la valeur estimée pour le paramètre ([Tableau 5.1 \(A\)](#)). D'autre part, selon l'année et le site, les « ressauts » et les extremums observés ne sont pas toujours bien modélisés : exemples du ressaut automnal à BILOS en 2004 ou du pic estival au BRAY en 2007 et 2008 ([Figure 5.1 \(A\)](#)).

La [Figure 5.2 \(A\)](#) présente la modélisation, selon l'[équation 3.13](#), de la **dynamique saisonnière du PVI moyenné**, décade par décade, sur les années 2002 à 2008 pour les 4 sites (cf. [§3.4.1.4](#) pour la procédure d'ajustement utilisée). Les paramètres de cette modélisation sont fournis [Tableau 5.2](#).

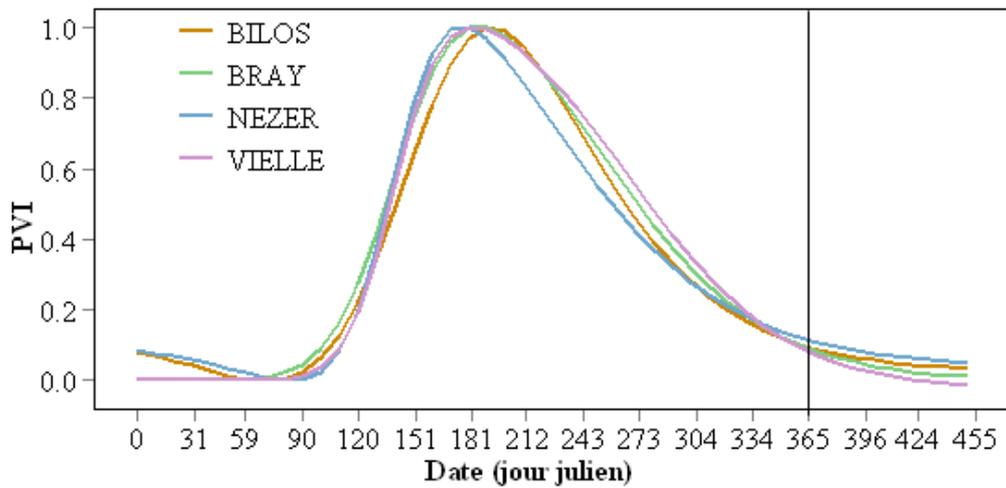
⁴ L'[Annexe 5.1](#) détaille année par année les paramètres et leurs intervalles de confiance



(A)



(B)



(C)

Figure 5.2 : Modélisation de la **dynamique saisonnière du PVI moyenné** sur les années 2002 à 2008 par régression non linéaire selon l'équation 3.13 pour les 4 sites.

(A) Valeurs observées (symboles) et modélisées (ligne)

(B) Valeurs modélisées normalisées par leur minimum en début d'année sur le site : $PVI - PVI_{min}$.

(C) Valeurs modélisées normalisées par leur minimum en début d'année et maximum sur le site : $(PVI - PVI_{min}) / (PVI_{max} - PVI_{min})$

L'équation 3.13 fournit un bon modèle pour caractériser la dynamique saisonnière du PVI moyenné. Le coefficient de détermination, R^2 , est compris entre 0,97 et 0,99 pour l'ensemble des sites. La RMSE présente des valeurs inférieures à 10% de la gamme de valeur du PVI et le biais est proche de 0 avec des valeurs inférieures à 10^{-8} (Tableau 5.2). Comme le montre la Figure 5.2 (A), le modèle restitue bien la dynamique saisonnière du PVI moyenné, sauf sur la période de décroissance allant de fin août à début novembre, qui correspond à celle du ressaut automnal observé certaines années et où on a eu une chute temporaire anormale en 2004. Par définition le modèle utilisé n'est pas à même de simuler le ressaut. Mais cela n'est pas vraiment critique puisque, en moyenne sur la période 2002-2008, celui-ci est quand même faiblement marqué et est très perturbé par l'anomalie du signal de 2004. Cependant dans le cas de NEZER, on a quand même une sous-estimation nette du PVI en fin d'année, qui va affecter la précision sur les métriques datant la fin de la phase de décroissance.

En conclusion, les équations de type logistique produites modélisent de manière acceptable la dynamique saisonnière du PVI, qu'elle soit multi-annuelle ou moyennée sur les 7 ans d'observation. Par conséquent, pour les comparaisons ultérieures, ce sont les données modélisées qui seront utilisées, c'est-à-dire les courbes de PVI fournies par les modèles et les métriques phénologiques qui en sont dérivées.

5.2. Comparaison des trajectoires saisonnières du PVI entre sites et années

Dans cette section, les variations saisonnières du PVI ont été comparées entre sites et années. Cette comparaison porte sur la distribution des valeurs atteintes par le PVI au cours de la saison de végétation : minimales, maximales et l'amplitude. On a utilisé comme indicateur de l'amplitude de l'accroissement du PVI entre la fin de l'hiver et l'été la variation du PVI entre les dates fournies par les métriques phénologiques D_{min1-5} et D_{max1-5} , notée $Amp5$. Egalement, est faite une comparaison des cinétiques du PVI, sur la base des figures présentées.

5.2.1. Comparaisons des trajectoires saisonnières moyennes entre sites

La Figure 5.2, qui met en comparaison les trajectoires saisonnières du PVI moyenné des quatre sites, permet de visualiser leurs traits communs ou leurs différences les plus marquées. L'observation de la Figure 5.2 (A) montre que seul le PVI hivernal du site de NEZER se démarque nettement. Sa valeur est presque 2 fois plus élevée que celle des 3 autres sites.

Si on observe le PVI maximal, il apparaît que les valeurs sont proches pour les sites de BILOS et de VIELLE dont le sous-bois est constitué en majorité de végétation pérenne. De même, les valeurs du PVI maximal sont en moyenne proches pour les sites du BRAY et de NEZER dont le sous-bois est constitué en majorité de végétation annuelle. De plus, le PVI maximal des sites dont le sous-bois est constitué en majorité de végétation annuelle, à savoir NEZER et le BRAY, est supérieur aux sites de VIELLE et de BILOS.

Site	Ymin1	Ymin2	Ymax	tmid1	tmid2	sca11	sca12	RMSE	biais	R ²	n
BILOS	0.027 (0.003)	0.019 (0.001)	0.24 (0.101)	150 (2.967)	181 (15.500)	27.2 (4.402)	47.7 (3.586)	1.94E-03	1.019E-10	0.99	45
BRAY	0.016 (0.002)	0.015 (0.003)	0.114 (0.026)	140 (3.422)	246 (23.480)	17.82 (3.652)	45.34 (10.460)	3.81E-03	-1.16E-11	0.98	45
NEZER	0.035 (0.004)	0.03 (0.002)	0.131 (0.024)	139 (2.059)	205 (21.570)	14.98 (2.953)	53.04 (5.987)	3.33E-03	1.47E-11	0.97	45
VIELLE	0.016 (0.001)	0.014 (0.001)	0.082 (0.006)	139 (1.552)	266 (7.682)	13.25 (1.521)	42.89 (5.412)	2.06E-03	-3.47E-12	0.99	45

Tableau 5.2 : Modélisation de la **dynamique saisonnière du PVI moyenné** sur les années 2002 à 2008 par régression non linéaire selon l'équation 3.13 pour les 4 sites. Paramètres estimés du modèle et leurs intervalles de confiance à 5% et paramètres statistiques de la régression.

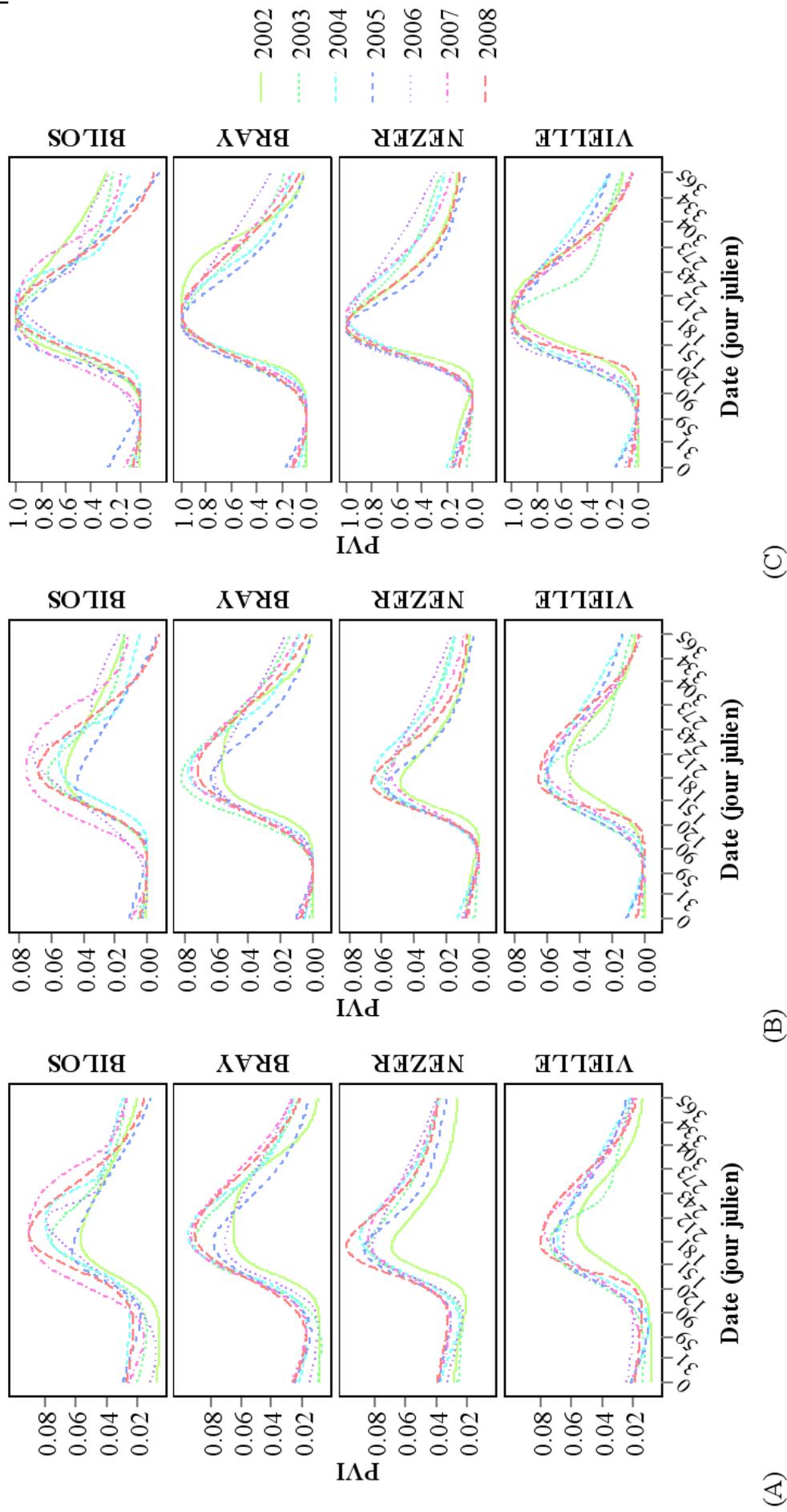


Figure 5.3 : Dynamique saisonnière annuelle du PVI modélisée selon l'équation 3.14 par régression non linéaire des années 2002 à 2008 pour chaque site : représentation par site.

(A) Valeurs modélisées

(B) Valeurs modélisées normalisées par leur minimum en début d'année sur le site : $PVI - PVI_{min}$

(C) Valeurs modélisées normalisées par leur minimum en début d'année et maximum sur le site : $(PVI - PVI_{min}) / (PVI_{max} - PVI_{min})$

	Dynamique multi-annuelle										Dynamique moyenne	
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	moyenne				
BILOS	0.0460	0.0560	0.0501	0.0400	0.0640	0.0680	0.0609	0.0550	0.0550			0.0550
BRAY	0.0500	0.0739	0.0691	0.0570	0.0540	0.0680	0.0651	0.0624	0.0624			0.0651
NEZER	0.0440	0.0541	0.0580	0.0500	0.0520	0.0480	0.0590	0.0522	0.0522			0.0530
VIELLE	0.0430	0.0550	0.0531	0.0541	0.0410	0.0551	0.0590	0.0515	0.0515			0.0501

Tableau 5.3 : Amplitude de la dynamique saisonnière multi-annuelle et moyenne du PVI durant la phase de croissance des années 2002 à 2008 pour les 4 sites.

L'amplitude est estimée par $Amp5 = PVI \text{ modélisé } (date = D_{max1-5}) - PVI \text{ modélisé } (date = D_{min1-5})$

La [Figure 5.2 \(B\)](#) et le [Tableau 5.3](#) permettent une comparaison sur l'amplitude de la trajectoire saisonnière du PVI moyenné entre le début et la fin de son accroissement. On y voit que les sites du BRAY, qui a l'amplitude la plus élevée ($Amp_5=0,065$), et de VIELLE, qui a la plus faible ($Amp_5=0,050$), se démarquent nettement. L'amplitude des 2 autres sites est très voisine.

La [Figure 5.2 \(C\)](#) renseigne sur la cinétique moyenne du PVI, notamment sur ses vitesses d'accroissement et de diminution. Le PVI du site de NEZER présente la croissance printanière la plus rapide. Aussi, bien que ce soit le site dont le PVI démarre sa croissance en dernier, la forte vitesse de croissance du PVI fait que le PVI de ce site atteint son maximum en premier. Au contraire, le PVI du site de BILOS présente la vitesse d'accroissement la plus faible. Ainsi, même si le PVI démarre son accroissement en deuxième position, il n'atteint son maximum qu'en bon dernier. A l'inverse de la phase de croissance, le PVI du site de NEZER décroît globalement avec la vitesse la plus faible et celui de BILOS avec la vitesse la plus élevée. Les sites de VIELLE et du BRAY présentent des vitesses de croissance et de décroissance du PVI proches. Ces vitesses sont, au cours des deux phases, intermédiaires à celles des sites de NEZER et de BILOS.

5.2.2. Variations interannuelles des trajectoires saisonnières du PVI par site

Comme le montre la [Figure 5.3](#), la trajectoire saisonnière du PVI de chaque site est fortement variable entre les 7 années, à la fois dans la gamme de variation de ses valeurs et dans sa cinétique ([Figure 5.3 \(A\)](#) et [\(B\)](#)). Par ailleurs, on peut observer que, quel que soit le site, le PVI maximal le plus faible est atteint au cours de l'année 2002. L'année 2008, quant à elle, concentre les valeurs de PVI maximal parmi les plus élevées ([Figure 5.3 \(A\)](#)).

Toutefois, on observe quelques différences entre sites. Ainsi, la variabilité interannuelle de la trajectoire saisonnière du PVI et de son amplitude est plus forte pour le site du jeune peuplement de pin maritime de BILOS ([Figure 5.3 \(A\)](#) et [\(B\)](#)). Dans le cas des sites à peuplements adultes, cette variabilité est plus faible, mais avec des expressions différentes selon le site. A VIELLE, en lande sèche, le PVI maximal en été est peu variable avec des valeurs assez basses ($\sim 0,07$ si on exclut l'année 2002). A NEZER, en lande mésophile, le PVI maximal a une variabilité similaire, mais autour d'une valeur moyenne plus élevée ($\sim 0,08$ si on exclut l'année 2002). Enfin, au BRAY, en lande humide, la dispersion du PVI maximum est plus forte, mais est centrée également sur une valeur voisine de 0,08. L'amplitude du PVI est toujours la plus forte sur ce site sauf en 2006 ([Figure 5.3 \(B\)](#) et [tableau 5.3](#)).

En ce qui concerne le positionnement dans l'année de la période de montée du PVI, de la fin de l'hiver à la fin du printemps ([Figure 5.3 \(C\)](#)), il montre des variations interannuelles plus faibles pour les sites de NEZER et du BRAY, dont le sous-bois est constitué en majorité de végétation annuelle, que pour les sites de BILOS et de VIELLE qui présentent de forts décalages entre courbes annuelles. Au contraire de la croissance, la forme de la décroissance, à partir de l'été, du PVI présente une forte variabilité interannuelle pour l'ensemble des sites. On note que la décroissance en deux temps (ou ressaut automnal), déjà évoquée, est particulièrement claire sur NEZER et VIELLE en 2003, année de forte sécheresse estivale renforcée par un mois d'août caniculaire.

Quel que soit le site, l'année 2002 est très différente des autres, avec un PVI maximal plus faible que les autres années. On peut peut-être y voir l'effet d'une sécheresse printanière forte et généralisée sur la région. Le démarrage de la montée du PVI au printemps y paraît aussi plus tardif. Cependant le démarrage est sans doute perçu plus tardif qu'il ne l'est en réalité en raison d'un rognage de la série de données VEGETATION qui ne commence qu'au 1^{er} mars 2002.

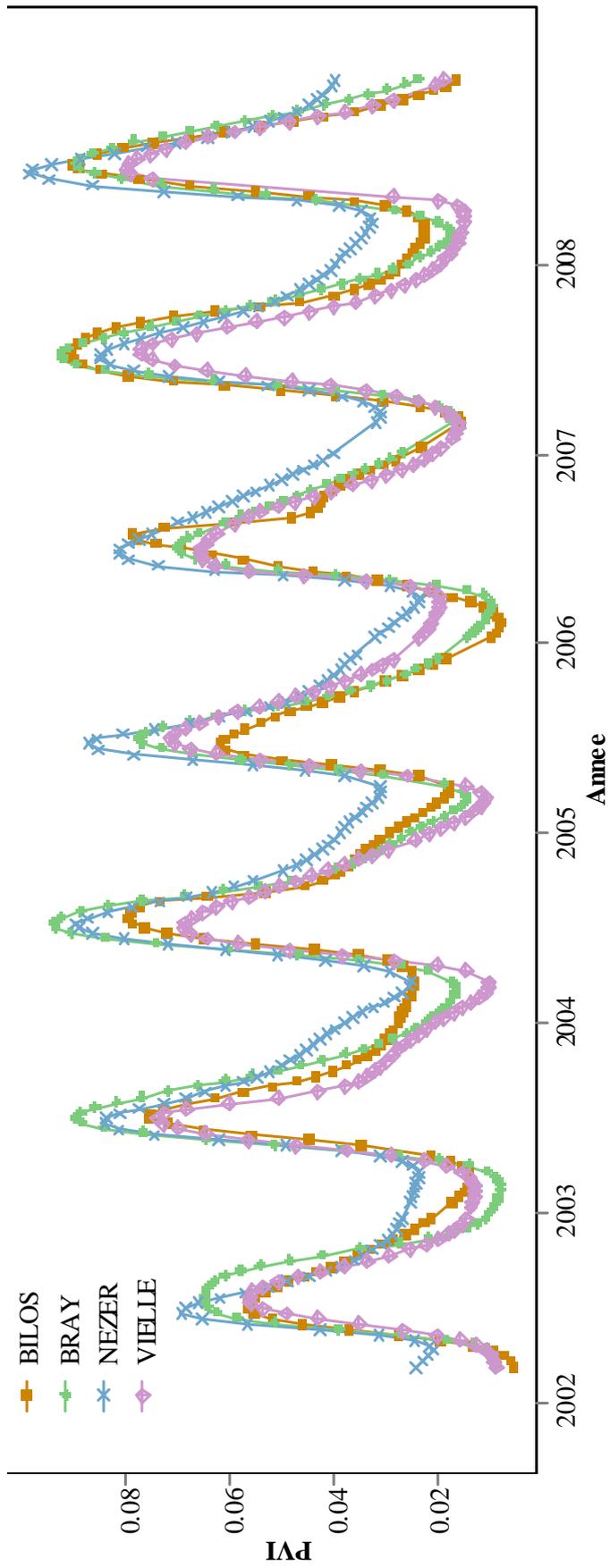


Figure 5.4 : **Dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI** de 2002 à 2008 : superposition des trajectoires temporelles modélisées selon l'équation 3.14 par régression non linéaire sur les 4 sites.

5.2.3. Variations intersites des trajectoires saisonnières du PVI sur les 7 ans

La comparaison des courbes du PVI au cours des 7 ans entre les sites est donnée dans la [Figure 5.4](#). Il n'est pas possible de dégager clairement un rang pour chaque site ([Figure 5.4](#)). Toutefois, comme cela a été observé pour la dynamique saisonnière du PVI moyenné ([Figure 5.2](#)), on peut voir que le PVI hivernal du site de NEZER est toujours supérieur à celui des 3 autres sites. De même, le PVI maximal des sites de NEZER et du BRAY, dont le sous-bois est constitué en majorité de végétation annuelle, a une valeur, globalement, supérieure à celle des sites de VIELLE et de BILOS.

Le [Tableau 5.3](#) laisse également percevoir une sorte d'invariance temporelle dans l'amplitude du PVI durant sa phase de croissance (Amp5) pour un site donné. L'amplitude Amp5 du site du BRAY est généralement supérieure à celle des 3 autres sites. Elle apparaît généralement la plus faible pour NEZER et VIELLE. Mais la situation de BILOS est moins claire avec une forte variabilité interannuelle de Amp5. Une analyse de variance montre un effet site significatif à 6% (test F, $P=0,06$) ([Tableau 5.4](#)). Autrement dit la variabilité inter-site de Amp5 est supérieure à celle intra-site, c'est-à-dire à sa variabilité entre années pour un même site. La comparaison deux à deux des moyennes de Amp5 par un test t ([Tableau 5.5](#)) montre une différence significative du BRAY avec NEZER ($P=0,024$) et VIELLE ($P=0,017$) et dans une moindre mesure avec BILOS ($P=0,094$). On n'observe pas, au contraire, de différences significatives des moyennes deux à deux entre BILOS, VIELLE et NEZER. L'absence de différence de BILOS avec NEZER ($P=0,511$) et VIELLE ($P=0,418$) tient à sa plus grande variabilité interannuelle, déjà notée précédemment.

Enfin, on ne perçoit pas un effet majeur du site sur les ressauts automnaux qui s'observent plutôt les mêmes années pour l'ensemble des sites ([Figure 5.1](#)). Autrement dit, on peut observer les ressauts, plus ou moins marqués, pour l'ensemble des sites des années 2002 à 2006 tandis que pour les années 2007 à 2008, aucun ressaut n'est clairement observable.

5.2.4. Conclusions

En conclusion, cette comparaison des trajectoires saisonnières du PVI entre sites sur les 7 ans de suivi a permis de mettre en lumière les spécificités des sites, notamment au niveau de l'amplitude, du minimum et du maximum saisonniers. Par ailleurs, elle met en évidence l'importance non négligeable de la variation de la trajectoire saisonnière entre années et donc de l'influence des conditions climatiques annuelles. Aussi, l'observation de la trajectoire moyenne montre tout son intérêt en accentuant les spécificités de chaque site et lissant les effets annuels du climat.

Variation		Degré De liberté	Somme des carrés des écarts	moyenne des carrés des écarts	F-value	P(>F-value)
Amp5	intersite	3	0.00052909	1.7636E-4	2.761	0.06412 *
	intrasite	24	0.00153301	6.3875E-5		

Tableau 5.4 : Analyse de variance à 1 facteur (ANOVA) testant l'effet site sur la variabilité de l'amplitude Amp5 appliquée aux 4 sites.

Les données de 2002 à 2008 (7 années de données) servent de répétition. Elles sont données au [Tableau 5.3](#).

Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P:*= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

BILOS	x	BRAY	0.0943 *
BILOS	x	NEZER	0.5111
BILOS	x	VIELLE	0.4182
BRAY	x	NEZER	0.024 **
BRAY	x	VIELLE	0.017 **
NEZER	x	VIELLE	0.8768

Tableau 5.5 : Comparaison inter-sites des moyennes des amplitudes Amp5 : probabilité P d'erreur en rejetant l'hypothèse que la différence de moyenne entre deux sites est nulle (test t).

Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P:*= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

	Phase de croissance							
	Dmin1-5	Dmin1-10	Dmin1-25	tmid1	tmid1r	Dmax1-25	Dmax1-10	Dmax1-5
BILOS	95	105	122	150	144	157	170	175
BRAY	87	101	118	140	138	150	162	168
NEZER	105	111	123	139	138	148	158	162
VIELLE	101	111	124	139	139	150	159	165

	Phase de décroissance							
	Dmax2-5	Dmax2-10	Dmax2-25	tmid2	tmid2r	Dmin2-25	Dmin2-10	Dmin2-5
BILOS	208	216	234	181	240	299	341	368
BRAY	204	215	236	246	251	312	351	380
NEZER	191	200	219	205	223	295	347	367
VIELLE	203	216	241	266	266	321	359	386

Tableau 5.6 : Métriques phénologiques de la dynamique saisonnière moyenne du PVI des années 2002 à 2008 pour les 4 sites. Elles sont issues des modèles donnés au [Tableau 5.2](#).

5.3. Comparaison des métriques phénologiques du PVI entre sites et années

L'étude des métriques phénologiques du PVI, abordée dans cette section, permet la comparaison quantitative des 4 sites en termes de cinétique, c'est-à-dire de dates des stades-clés dans la trajectoire saisonnière du PVI. Elle s'appuie notamment sur des analyses de variance et des comparaisons de moyennes.

Les [Tableaux 5.6, 5.7 et 5.8](#) donnent les valeurs des métriques (cf. [§3.4.2 pour leur définition](#)) estimées en chaque site pour chacune des années et pour l'année moyenne.

5.3.1. Variations des métriques de la trajectoire moyenne entre sites

Le [Tableau 5.6](#) fournit la valeur des métriques de la période de croissance et de décroissance calculées à partir de la modélisation de la dynamique saisonnière moyenne du PVI selon l'[équation 3.13](#).

Métriques de la phase de croissance

Les métriques diffèrent entre les 4 sites. Elles peuvent être séparées en 2 groupes présentant des comportements semblables :

- Groupe 1 : D_{min1-5} , $D_{min1-10}$ et $D_{min1-25}$

Pour ces métriques, les sites en lande humide, constitués du BRAY et de BILOS se distinguent des sites en lande sèche et mésophile par leur plus faible valeur.

- Groupe 2 : t_{mid1r} , $D_{max1-25}$, $D_{max1-10}$ et D_{max1-5}

Ces métriques sont peu différentes entre sites adultes (différence de 2 à 6 jours). On observe toutefois que le site dont le sous-bois est constitué de fougère, NEZER est le plus précoce. Le jeune peuplement de BILOS apparaît comme le site le plus tardif.

Ainsi, comme déjà vu avec la [Figure 5.2 \(C\)](#), en moyenne, le site de NEZER commence son accroissement en PVI le plus tardivement et l'achève le plus tôt. Il a la phase de croissance la plus courte (57 jours entre D_{max1-5} et D_{min1-5}). Celui de BILOS la finit en dernier, avec la durée d'accroissement la plus longue (80 jours entre D_{max1-5} et D_{min1-5}).

Métriques de la phase de décroissance

Les métriques diffèrent entre les 4 sites. Il ressort de l'observation de ces métriques que le PVI du site de NEZER est le plus précoce à entamer sa décroissance. Cette précocité tend à s'atténuer en fin de phase (D_{min2-5} de NEZER et de BILOS similaires). Par ailleurs, le site de VIELLE se démarque également. En effet, le PVI de ce site fini sa phase de décroissance loin derrière les autres sites, avec un retard minimum de 10 jours de t_{mid2r} à D_{min2-5} .

Mais il faut être prudent sur l'interprétation des métriques de la fin du cycle saisonnier. Celui-ci déborde sur l'année civile suivante ; ainsi les valeurs de D_{2min-5} sont supérieures à 365 dans la majorité des cas. Par ailleurs, l'ajustement du modèle de la trajectoire moyenne du PVI couvre une année civile plus les 90 premiers jours de la suivante ([§3.4.1.4](#)). Le modèle employé ne prend donc pas en compte les observations sur la période de reprise de croissance de l'année suivante. Par conséquent, il ne capture pas forcément avec pertinence la fin de la décroissance du PVI moyen ([Figure 5.2\(A\)](#)). En raison de cet effet de bordure, les métriques de type D_{min2} sont probablement mal estimées.

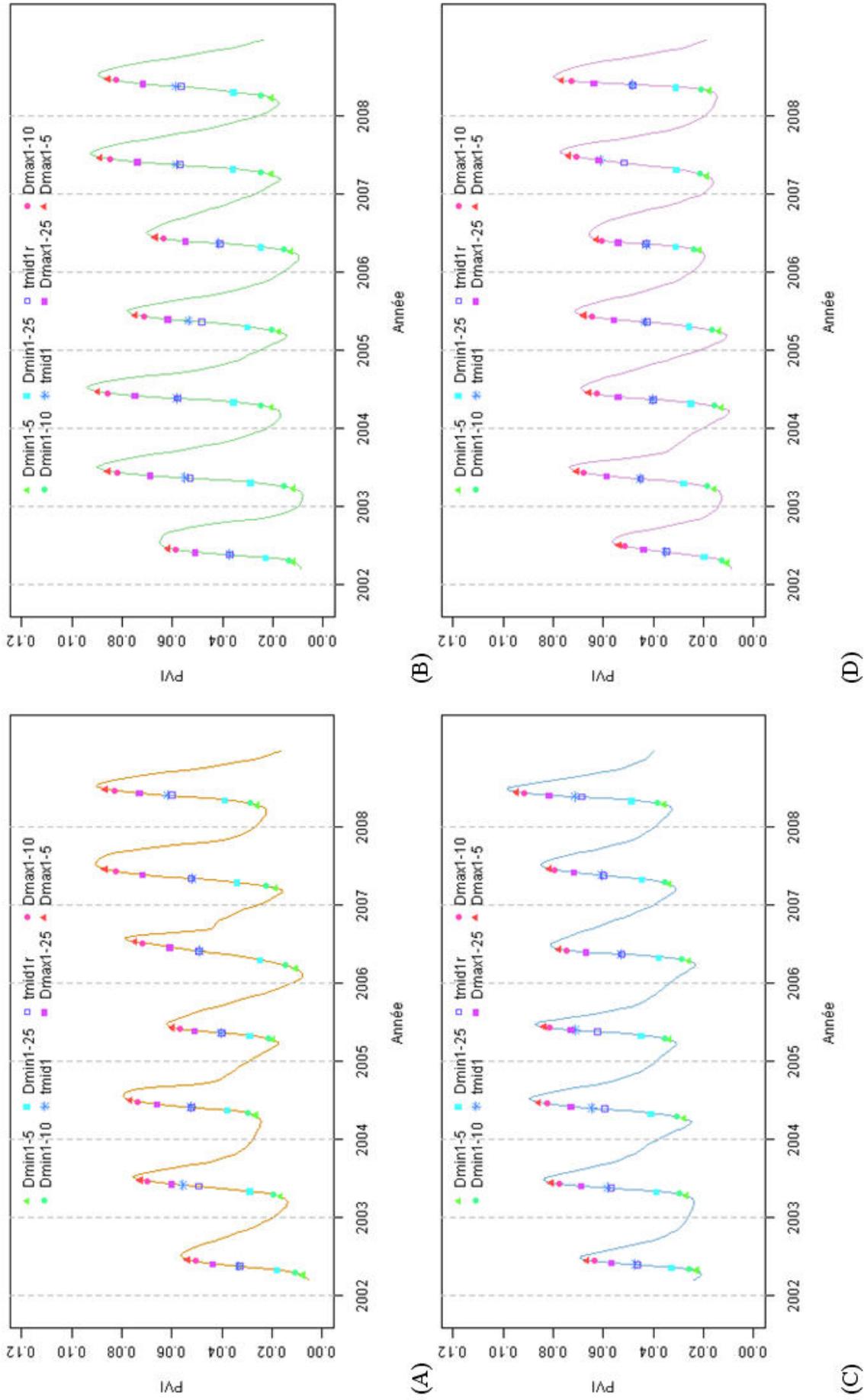


Figure 5.5 : Dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI de 2002 à 2008 : localisation des métriques phénologiques de la phase de croissance sur la trajectoire modélisée du PVI sur BILOS (A), le BRAY (B), NEZER (C) et VIELLE (D).

		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	<i>Moyenne</i>
Dmin1-5	BILOS	93	97	111	101	67	79	100	93
	BRAY	104	82	97	86	95	91	82	91
	NEZER	115	100	97	101	102	97	104	102
	VIELLE	99	81	96	87	101	82	116	95
	Moyenne	103	90	100	94	91	87	101	95
Dmin1-10	BILOS	104	107	121	106	82	88	108	102
	BRAY	111	93	107	94	102	101	93	100
	NEZER	122	108	104	106	109	103	110	109
	VIELLE	111	92	103	95	107	94	123	103
	Moyenne	112	100	109	100	100	97	109	104
Dmin1-25	BILOS	118	122	134	117	107	104	124	118
	BRAY	125	111	121	109	115	116	111	115
	NEZER	131	120	120	119	120	120	123	122
	VIELLE	129	109	117	109	117	115	133	118
	Moyenne	126	116	123	114	115	114	123	118
tmid1	BILOS	136	151	150	130	148	121	147	140
	BRAY	138	133	139	135	131	136	136	136
	NEZER	144	137	145	144	132	139	140	140
	VIELLE	151	128	133	129	128	157	143	138
	Moyenne	142	137	142	134	135	138	142	139
tmid1r	BILOS	136	145	149	129	149	122	145	139
	BRAY	138	131	139	130	131	135	134	134
	NEZER	143	136	140	136	132	138	138	138
	VIELLE	150	128	133	128	128	144	143	136
	Moyenne	142	135	140	131	135	135	140	137
Dmax1-25	BILOS	148	155	163	141	167	141	157	153
	BRAY	150	143	152	144	143	149	150	147
	NEZER	151	145	153	145	143	151	148	148
	VIELLE	162	142	147	142	137	157	152	149
	Moyenne	153	147	154	143	148	150	152	149
Dmax1-10	BILOS	158	167	175	149	186	156	169	166
	BRAY	161	157	164	157	155	162	165	160
	NEZER	158	155	166	155	152	163	157	158
	VIELLE	176	156	159	155	146	171	160	160
	Moyenne	163	159	166	154	160	163	163	161
Dmax1-5	BILOS	165	172	182	156	192	165	175	173
	BRAY	167	163	170	163	161	168	171	166
	NEZER	163	160	171	158	157	167	161	162
	VIELLE	181	163	165	161	151	178	165	166
	Moyenne	169	164	172	159	165	170	168	167

Tableau 5.7 : Métriques phénologiques de la dynamique saisonnière du PVI des années 2002 à 2008 pour les 4 sites : phase de croissance.

Elles sont issues des modèles donnés dans le [Tableau 5.1](#) et l'[Annexe 5.1](#).

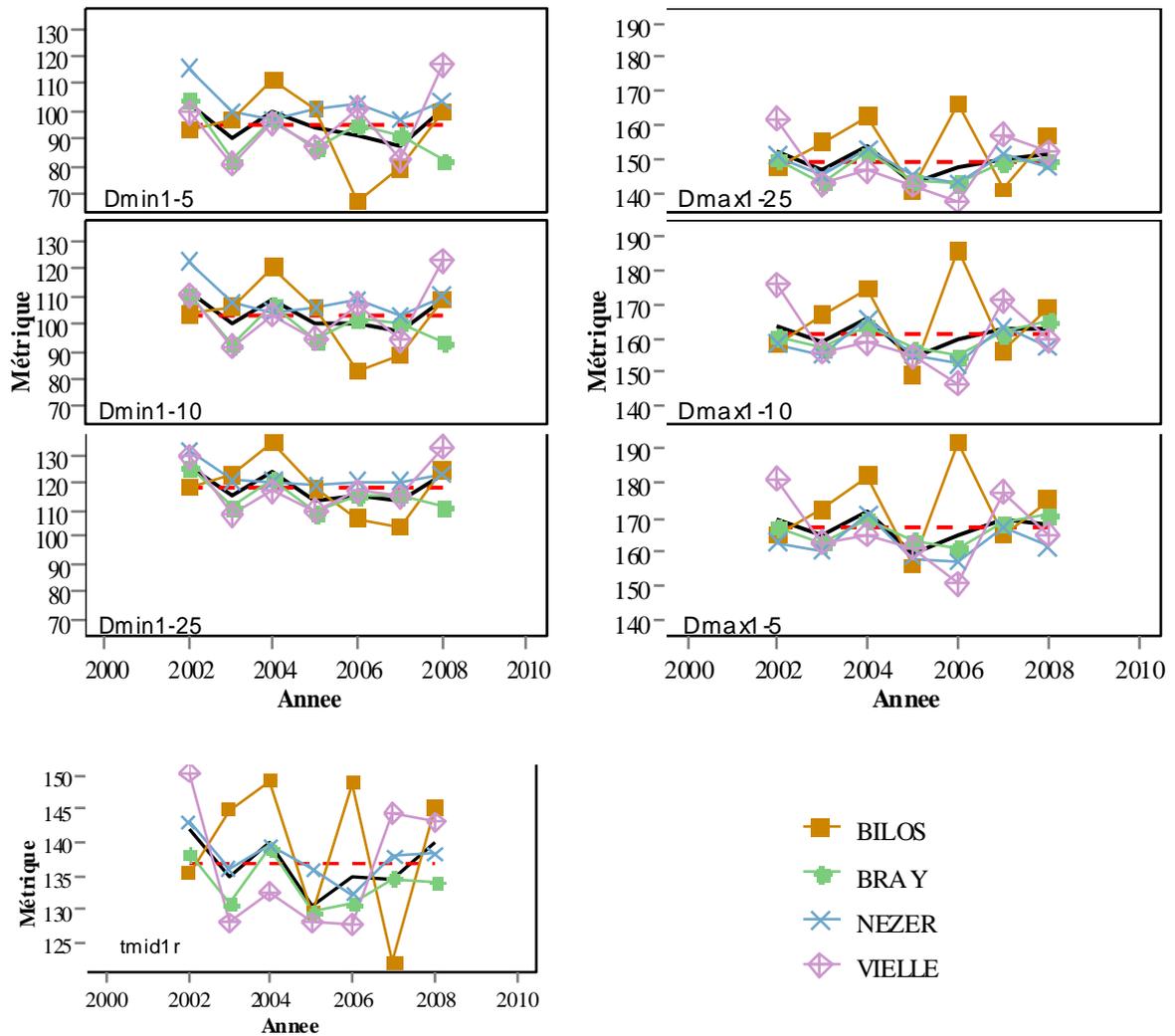


Figure 5.6 : Variation interannuelle des métriques phénologiques de la phase de croissance pour chaque site de 2002 à 2008.

La ligne noire indique la variation moyenne des 4 sites. Le trait rouge horizontal indique la moyenne globale sur l'ensemble des années et des sites. Les valeurs sont données dans le [Tableau 5.7](#).

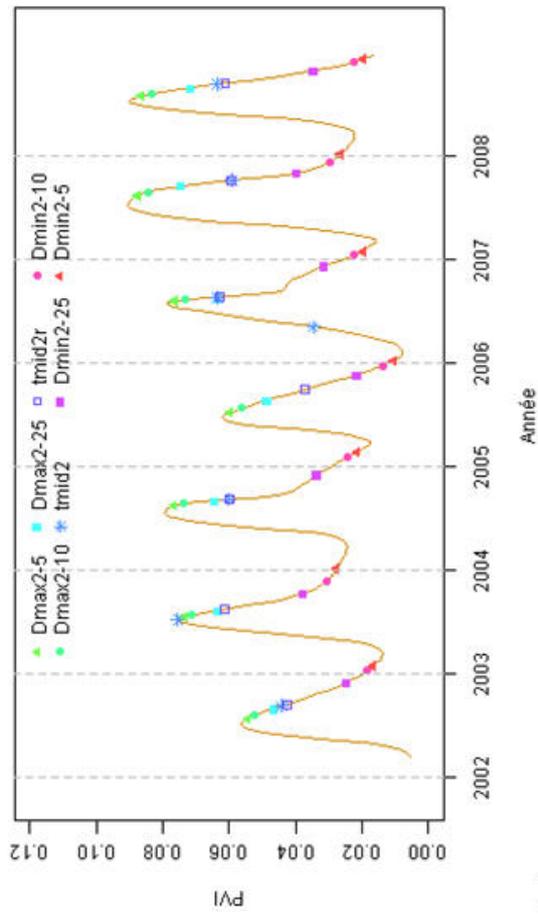
5.3.2. Variations interannuelles des métriques

Métriques de la phase de croissance

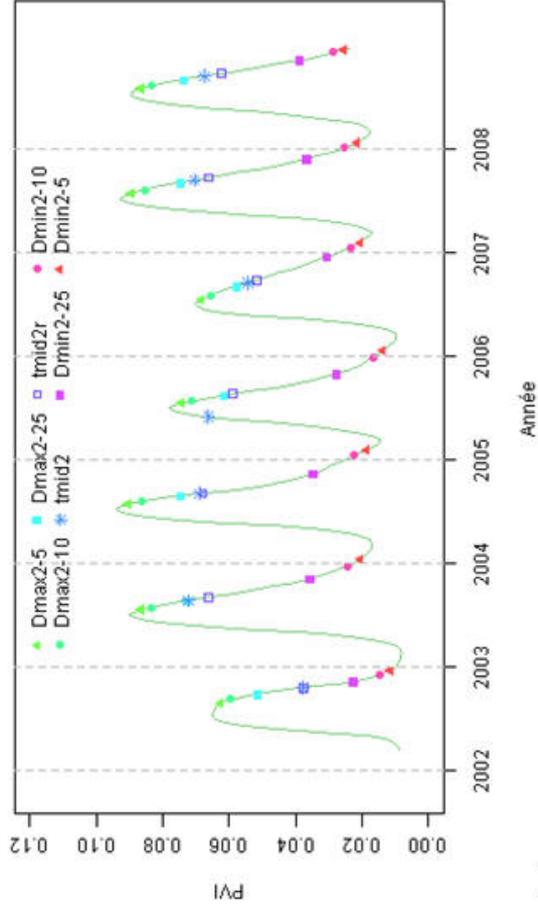
La [Figure 5.5](#) présente le positionnement des métriques phénologiques de la phase de croissance sur la trajectoire modélisée du PVI de 2002 à 2008. Les métriques $tmid1$ et $tmid1r$ sont proches dans l'ensemble. On observe toutefois un décrochage entre les 2 en 2003 à BILOS, en 2004 à NEZER, en 2005 au BRAY et à NEZER et enfin en 2007 à VIELLE. Un écart important traduit le fait que la fonction de décroissance du modèle utilisé ([équation 3.14](#) et voir aussi [Figure 3.19](#)) a commencé à décroître avant le début de la montée de celle de croissance. La date $tmid1$, qui est un paramètre de la fonction de croissance du modèle utilisé, ne correspond pas véritablement à un stade clé dans la variation printanière du PVI. Par conséquent, seul $tmid1r$ renseigne clairement sur la date de croissance maximale du PVI.

Le [Tableau 5.7](#) indique les valeurs des métriques estimées par site et par année, ainsi que leurs moyennes par site et par année. Leurs variations interannuelles par site ou moyennées sur les quatre sites sont présentées en [Figure 5.6](#).

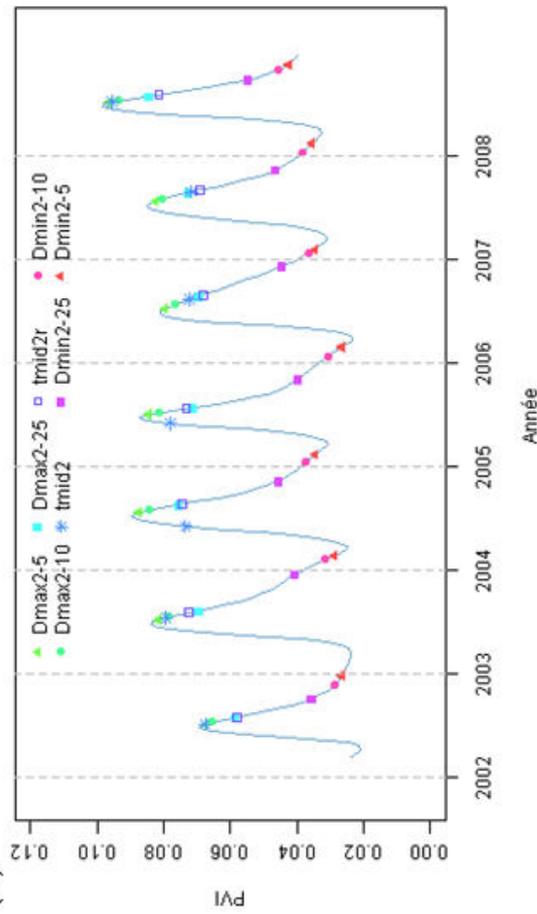
Les variations interannuelles intra-sites ont une structure temporelle assez similaire à celle observée en moyenne, sauf pour le site de BILOS où toutes les métriques montrent une variation interannuelle forte et peu cohérente avec celles observées globalement ou sur les autres sites. Les variations entre années sont un peu plus marquées à VIELLE qu'à NEZER et au BRAY. Il faut quand même noter que c'est en 2002, soit en début de la séquence temporelle, que les métriques de début de phase de croissance (les $Dmin1-X$, et même $tmid1r$) ont les valeurs les plus élevées. Cela est sans doute à relier à un effet de bordure, accentué par l'absence de données VEGETATION avant mars 2002.



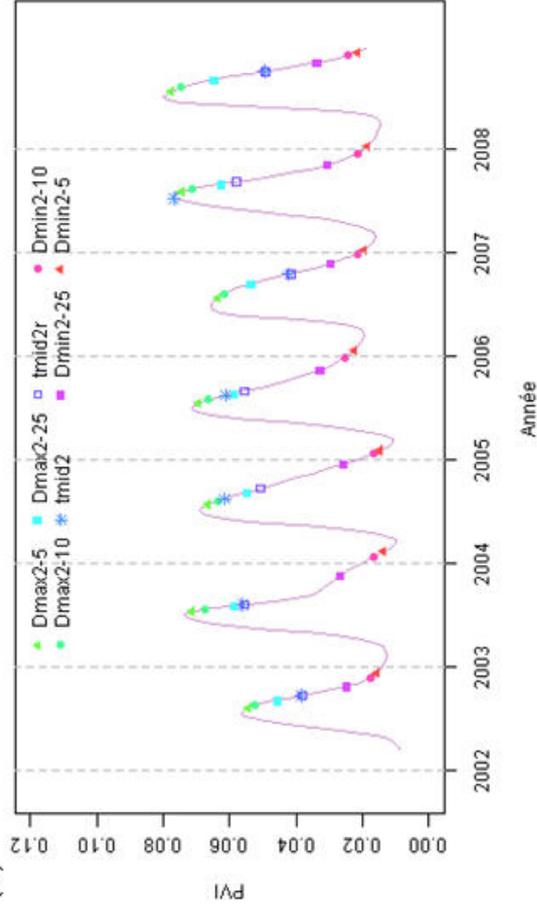
(A)



(B)



(C)



(D)

Figure 5.7 : Dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI de 2002 à 2008 : localisation des métriques phénologiques de la phase de décroissance sur la trajectoire modélisée du PVI sur BILOS (A), le BRAY (B), NEZER (C) et VIELLE (D).

		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	<i>Moyenne</i>
Dmax2-5	BILOS	205	199	226	190	217	223	210	210
	BRAY	236	200	209	197	199	208	213	209
	NEZER	186	190	202	184	191	205	187	192
	VIELLE	218	195	206	198	204	213	203	205
	Moyenne	211	196	211	192	203	212	203	204
Dmax2-10	BILOS	215	205	233	203	221	236	217	219
	BRAY	249	208	218	205	214	220	221	219
	NEZER	192	198	211	189	206	212	194	200
	VIELLE	226	203	219	209	218	221	216	216
	Moyenne	221	203	220	202	215	222	212	214
Dmax2-25	BILOS	240	221	244	232	229	258	238	238
	BRAY	269	231	237	224	246	245	243	242
	NEZER	209	220	230	206	234	235	210	220
	VIELLE	246	214	250	232	254	239	243	240
	Moyenne	241	222	240	223	241	244	234	235
tmid2	BILOS	249	190	248	490	229	277	250	276
	BRAY	289	232	244	149	257	253	255	240
	NEZER	185	196	154	151	223	236	189	191
	VIELLE	262	216	225	224	288	189	272	239
	Moyenne	246	208	218	254	249	239	242	237
tmid2r	BILOS	256	225	248	269	230	277	254	251
	BRAY	289	243	245	229	266	262	265	257
	NEZER	210	213	232	203	238	243	214	222
	VIELLE	263	217	263	240	289	248	272	256
	Moyenne	254	224	247	235	256	257	251	246
Dmin2-25	BILOS	334	283	335	322	340	305	298	316
	BRAY	313	311	315	301	349	330	312	319
	NEZER	276	349	313	307	341	315	267	310
	VIELLE	296	322	350	314	325	308	303	317
	Moyenne	305	316	328	311	339	315	295	315
Dmin2-10	BILOS	373	327	396	354	377	343	329	357
	BRAY	335	353	380	358	382	367	339	359
	NEZER	326	400	380	388	385	376	301	365
	VIELLE	326	388	388	355	360	349	328	356
	Moyenne	340	367	386	364	376	359	324	359
Dmin2-5	BILOS	391	369	415	370	391	369	340	378
	BRAY	351	378	399	384	399	385	349	378
	NEZER	358	415	407	418	399	408	321	389
	VIELLE	342	406	398	384	372	373	340	374
	Moyenne	360	392	405	389	390	384	338	380

Tableau 5.8 : Métriques phénologiques de la dynamique saisonnière du PVI des années 2002 à 2008 pour les 4 sites : phase de décroissance.

Elles sont issues des modèles donnés dans le [Tableau 5.1](#) et l'[Annexe 5.1](#).

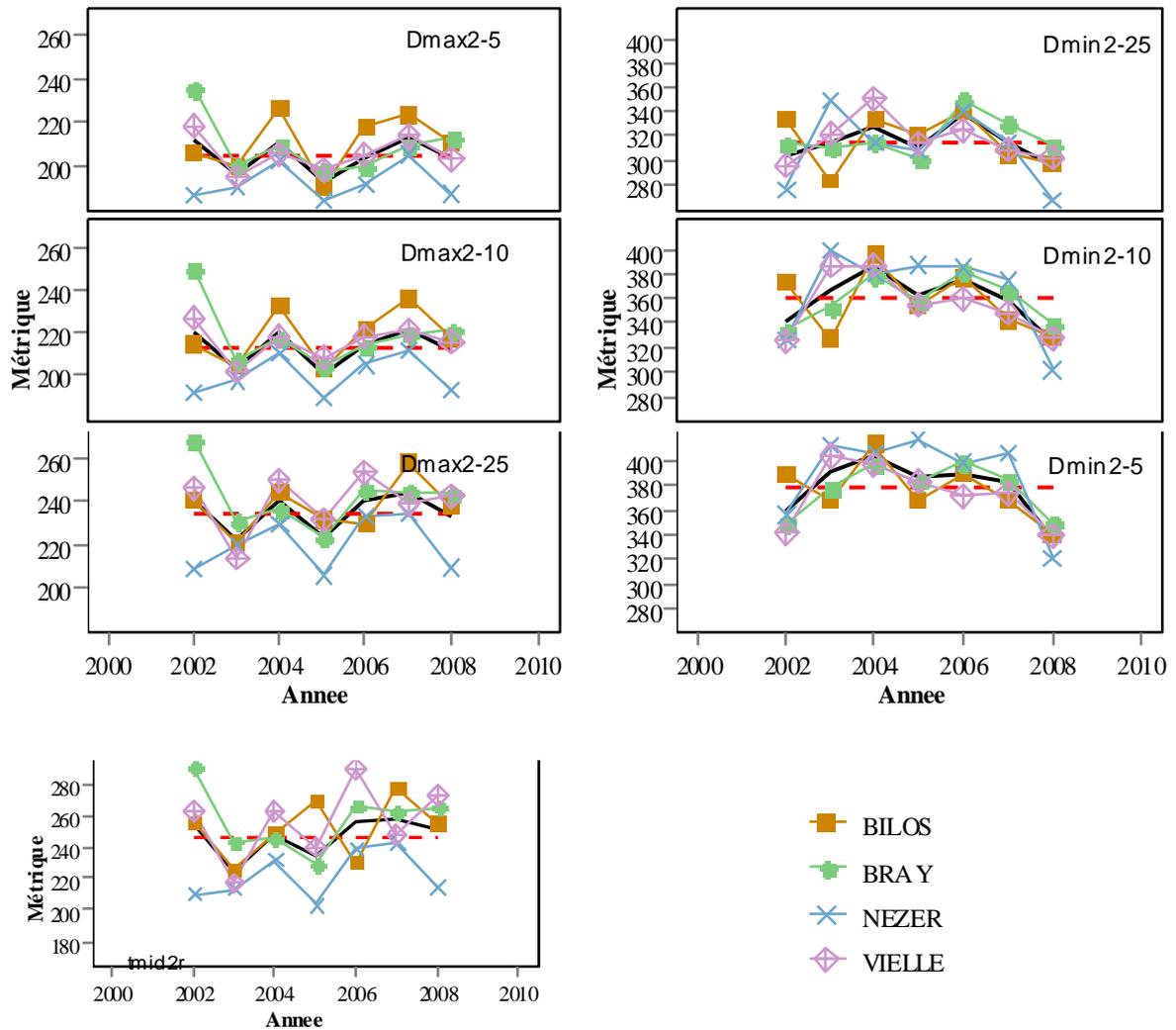


Figure 5.8 : Variation interannuelle des métriques phénologiques de la phase de décroissance pour chaque site de 2002 à 2008.

La ligne noire indique la variation moyenne des 4 sites. Le trait rouge horizontal indique la moyenne globale sur l'ensemble des années et des sites. Les valeurs sont données dans le [Tableau 5.8](#).

Métriques de la phase de décroissance

La [Figure 5.7](#) présente la localisation des métriques phénologiques de la phase de décroissance sur la trajectoire modélisée du PVI de 2002 à 2008. La métrique $tmid2$ est souvent très décalée avec $tmid2r$; elle se retrouve parfois en phase de croissance ou au PVI maximum. Cet écart très important (beaucoup plus que celui entre $tmid1$ et $tmid1r$) traduit un chevauchement entre fonction de croissance et fonction de décroissance successives du modèle utilisé ([équation 3.14](#) et [Figure 3.19](#)). Un écart fort pour une année donnée correspond à une modélisation en deux temps (ressaut) d'une phase de décroissance voisine. Comme précédemment avec $tmid1$, la date $tmid2$, qui est un paramètre du modèle, ne correspond pas véritablement à un stade clé dans la variation automnale du PVI. Ainsi, le calcul de $tmid2r$ montre ici tout son intérêt, car, contrairement à celui de $tmid2$, il permet de renseigner sur la date où le PVI décroît le plus vite.

Les variations interannuelles des métriques, par site ou en moyenne, sont présentées [Figure 5.8](#). Le [Tableau 5.8](#) fournit leurs valeurs.

Les métriques concernant le début de la phase de décroissance, à savoir $Dmax2-5$, $Dmax2-10$, $Dmax2-25$ et $tmid2r$, présentent des variations interannuelles intra-site, bien que fortes, de structure temporelle globalement bien en phase avec celle de la moyenne, et ce quel que soit le site. Par ailleurs, elles indiquent clairement que la décroissance du PVI est plus précoce en 2003, année de sécheresse estivale renforcée par un mois d'août caniculaire, et même en 2005, année de sécheresse estivale, par rapport aux autres années. Ainsi, l'effet des sécheresses des étés 2003 et 2005 est clair sur tous les sites, même s'il est plus ou moins marqué selon le site : baisse du $Dmax2-x$ indiquant une sénescence précoce.

Pour les métriques datant la fin de la phase de décroissance ($Dmin2-5$, $Dmin2-10$, $Dmin2-25$) chaque site présente une structure temporelle qui lui est propre et différente de celle de la moyenne. Il faut quand même noter que c'est en 2008, soit en fin de la séquence temporelle étudiée, que les métriques de ce groupe ont les valeurs les plus faibles ; $Dmin2-5$ est toujours inférieur à 365, à l'inverse des autres années. Cela est sans doute imputable à un effet de bordure, lié à la non prise en compte de données VEGETATION postérieures à 2008 (non disponibles à l'époque de l'étude) dans la modélisation de la trajectoire multi-annuelle du PVI.



Figure 5.9 : Variations intersites des métriques phénologiques de la phase de croissance pour les années 2002 à 2008.

Le point rouge indique leur valeur moyenne, les autres symboles les valeurs annuelles.

5.3.3. Variations intersites des métriques

Métriques de la phase de croissance

La [Figure 5.9](#) présente une comparaison des métriques entre sites pour l'ensemble des années étudiées. Les métriques Dmin1-5, Dmin1-10 et Dmin1-25, relative au démarrage de la croissance du PVI, confirment le retard fréquent du site de NEZER, déjà observé [§5.2.1](#), par rapport aux autres sites. De même, les métriques Dmax1-25, Dmax1-10 et Dmax1-5, montrent bien que ce site rattrape son retard rapidement et atteint parfois son PVI maximum en premier. Toutefois, même si, par exemple, en moyenne le site de BILOS atteint son PVI maximum en dernier, la variabilité des métriques ne permet pas d'identifier un effet site clair. Par conséquent, une analyse de variance a été réalisée afin de tester l'effet site sur la variabilité observée des métriques. Les résultats sont présentés dans le [Tableau 5.9](#). Il apparaît que l'effet site n'est significatif pour aucune des métriques de la phase de croissance (test F, P= 0,199 à 0,712).

Cependant, une autre analyse de variance a été réalisée sans le site de BILOS. En effet, ce site correspond à une forêt jeune où, contrairement aux trois autres sites, le sous-bois et les pins constituent encore une unité indissociable de végétation qui a une dynamique multi-annuelle marquée (cf. [Chapitre 4](#)). Les résultats sont présentés [Tableau 5.11](#). Dans ce cas, les métriques Dmin1-5 et Dmin1-10 présentent un effet site qu'on peut considérer significatif (test F, P=0,10 et 0,16). Pour ces métriques, une comparaison de moyennes deux à deux (test t) a été réalisée. Les résultats sont présentés dans le [Tableau 5.12](#). Pour ces 2 métriques, il existe une différence significative entre les sites du BRAY et NEZER (P=0,039 et 0,063). Entre VIELLE et NEZER, l'existence d'une différence n'est pas à rejeter totalement (P=0,144 et 0,236). On n'observe pas de différences significatives des moyennes entre BRAY et VIELLE (P>0,45). C'est donc le site de NEZER qui diffère fortement des deux autres, avec un démarrage plus tardif de la montée du PVI au printemps.

Variation		degré de liberté	somme des carrés des écarts	moyenne des carrés des écarts	F-value	P(>F-value)		
Phase de croissance	Dmin1-5	intersites	3	526.03	175.34	1.44	0.256	
		intrasite	24	2919.85	121.66			
	Dmin1-10	intersites	3	300.89	100.30	1.05	0.388	
		intrasite	24	2289.48	95.40			
	Dmin1-25	intersites	3	146.52	48.84	0.79	0.514	
		intrasite	24	1492.76	62.20			
	tmid1r	intersites	3	105.80	35.27	0.63	0.606	
		intrasite	24	1353.90	56.41			
	Dmax1-25	intersites	3	133.64	44.55	0.84	0.486	
		intrasite	24	1274.62	53.11			
	Dmax1-10	intersites	3	227.42	75.81	1.04	0.395	
		intrasite	24	1756.80	73.20			
	Dmax1-5	intersites	3	369.70	123.23	1.68	0.199	
		intrasite	24	1765.00	73.54			
Phase de décroissance	<i>Dmax2-5</i>	<i>intersites</i>	<i>3</i>	<i>1467.10</i>	<i>489.04</i>	<i>4.07</i>	<i>0.018</i>	<i>**</i>
		<i>intrasite</i>	<i>24</i>	<i>2882.80</i>	<i>120.12</i>			
	<i>Dmax2-10</i>	<i>intersites</i>	<i>3</i>	<i>1695.20</i>	<i>565.06</i>	<i>4.38</i>	<i>0.014</i>	<i>**</i>
		<i>intrasite</i>	<i>24</i>	<i>3096.10</i>	<i>129.00</i>			
	<i>Dmax2-25</i>	<i>intersites</i>	<i>3</i>	<i>2062.80</i>	<i>687.61</i>	<i>4.07</i>	<i>0.018</i>	<i>**</i>
		<i>intrasite</i>	<i>24</i>	<i>4054.50</i>	<i>168.94</i>			
	<i>tmid2r</i>	<i>intersites</i>	<i>3</i>	<i>5819.70</i>	<i>1939.89</i>	<i>5.00</i>	<i>0.008</i>	<i>***</i>
		<i>intrasite</i>	<i>24</i>	<i>9318.70</i>	<i>388.28</i>			
	Dmin2-25	intersites	3	328.20	109.40	0.22	0.879	
		intrasite	24	11724.80	488.53			
	Dmin2-10	intersites	3	351.80	117.25	0.16	0.925	
		intrasite	24	18097.20	754.05			
	Dmin2-5	intersites	3	964.30	321.42	0.44	0.729	
		intrasite	24	17699.60	737.48			

Tableau 5.9 : Analyse de variance à 1 facteur (ANOVA) testant l'effet site sur la variabilité des métriques phénologiques appliquée aux 4 sites. Les données de 2002 à 2008 (7 années de données) servent de répétition.

Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P : *= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

		Phase de décroissance			
		Dmax2-5	Dmax2-10	Dmax2-25	tmid2r
BILOS	x BRAY	0.818	0.898	0.509	0.578
BILOS	x NEZER	<i>0.005</i> ***	<i>0.006</i> ***	<i>0.021</i> **	<i>0.010</i> **
BILOS	x VIELLE	0.391	0.674	0.743	0.663
BRAY	x NEZER	<i>0.008</i> ***	<i>0.004</i> ***	<i>0.004</i> ***	<i>0.003</i> ***
BRAY	x VIELLE	0.528	0.584	0.738	0.903
NEZER	x VIELLE	<i>0.034</i> **	<i>0.016</i> **	<i>0.010</i> **	<i>0.004</i> ***

Tableau 5.10 : Comparaison intersites des moyennes des métriques phénologiques dont l'analyse de variance entre les 4 sites est significative : valeur de la probabilité P d'erreur en rejetant l'hypothèse que la différence de moyenne entre deux sites est nulle (test t).

Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P : *= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

		degré de liberté	somme des carrés des écarts	moyenne des carrés des écarts	F-value	P(>F-value)		
Phase de croissance	<i>Dmin1-5</i>	<i>intersites</i>	2	461.20	230.60	2.59	0.10	*
		<i>intrasite</i>	18	1601.70	88.98			
	<i>Dmin1-10</i>	<i>intersites</i>	2	284.04	142.02	2.00	0.16	
		<i>intrasite</i>	18	1278.40	71.02			
	Dmin1-25	intersites	2	145.43	72.72	1.16	0.24	
		intrasite	18	839.24	46.62			
	tmid1r	intersites	2	46.86	23.43	0.61	0.55	
		intrasite	18	686.70	38.15			
	Dmax1-25	intersites	2	5.27	2.64	0.07	0.93	
		intrasite	18	644.16	35.79			
	Dmax1-10	intersites	2	20.95	10.48	0.23	0.80	
		intrasite	18	837.88	46.55			
	Dmax1-5	intersites	2	64.33	32.17	0.65	0.53	
		intrasite	18	886.33	49.24			
Phase de décroissance	<i>Dmax2-5</i>	<i>intersites</i>	2	1108.70	554.36	5.39	0.01	***
		<i>intrasite</i>	18	1852.00	102.89			
	<i>Dmax2-10</i>	<i>intersites</i>	2	1458.50	729.25	6.12	0.009	***
		<i>intrasite</i>	18	21.43.5	119.08			
	<i>Dmax2-25</i>	<i>intersites</i>	2	2002.40	1001.20	5.60	0.01	***
		<i>intrasite</i>	18	3219.00	178.83			
	<i>tmid2r</i>	<i>intersites</i>	2	5613.80	2806.92	7.10	0.005	***
		<i>intrasite</i>	18	7114.10	395.23			
	Dmin2-25	intersites	2	319.10	159.53	0.32	0.73	
		intrasite	18	8907.10	494.84			
	Dmin2-10	intersites	2	302.30	151.13	0.20	0.82	
		intrasite	18	13942.40	774.58			
	Dmin2-5	intersites	2	928.40	464.18	0.58	0.57	
		intrasite	18	14330.60	796.14			

Tableau 5.11 : Analyse de variance à 1 facteur (ANOVA) testant l'effet site sur la variabilité des métriques phénologiques appliquée aux 3 sites adultes (le BRAY, NEZER et VIELLE). Les données de 2002 à 2008 (7 années de données) servent de répétition. Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P : *= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

	Phase de croissance			Phase de décroissance			
	Dmin1-5	Dmin1-10	Dmax2-5	Dmax2-10	Dmax2-25	tmid2r	
BRAY x NEZER	0.039 **	0.063 *	0.006 ***	0.004 ***	0.007 ***	0.004 ***	
BRAY x VIELLE	0.493	0.460	0.498	0.570	0.746	0.904	
NEZER x VIELLE	0.144	0.236	0.026 **	0.015 **	0.014 **	0.005 ***	

Tableau 5.12 : Comparaison intersites des moyennes des métriques phénologiques dont l'analyse de variance entre les sites adultes (le BRAY, NEZER et VIELLE) est significative : valeur de la probabilité P d'erreur en rejetant l'hypothèse que la différence de moyenne entre deux sites est nulle (test t).

Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P : *= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

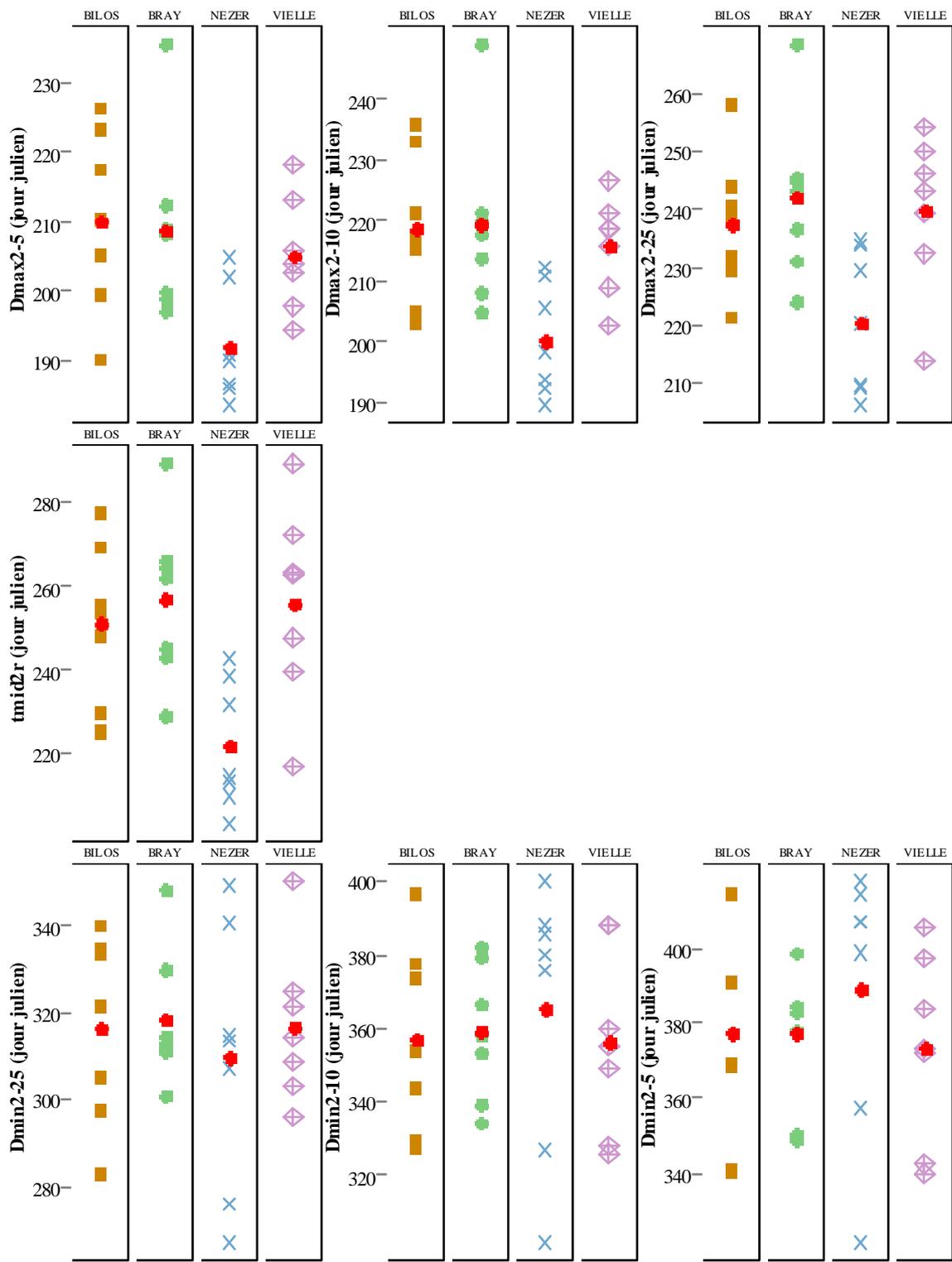


Figure 5.10 : Variations intersites des métriques phénologiques de la phase de décroissance pour les années 2002 à 2008.

Le point rouge indique leur valeur moyenne, les autres symboles les valeurs annuelles.

Métriques de la phase de décroissance

La [Figure 5.10](#) présente une comparaison des métriques par site pour l'ensemble des années étudiées. Les métriques Dmax2-5, Dmax1-10 et Dmax1-25, relatives au démarrage de la décroissance du PVI, confirment la précocité fréquente du site de NEZER, déjà observé [§5.2.1](#), par rapport aux autres sites. Toutefois, la variabilité intrasite des métriques est particulièrement forte. Par conséquent, comme pour la phase de croissance, une analyse de variance a été réalisée afin de tester l'effet site sur la variabilité observée des métriques. Les résultats sont présentés dans le [Tableau 5.9](#). L'effet site est significatif pour les métriques Dmax2-5, Dmax2-10, Dmax-25, et tmid2r, avec des valeurs de P allant de 0,008 à 0,018. Pour ces dernières, une comparaison de moyennes a été réalisée. Les résultats sont présentés dans le [Tableau 5.10](#). Pour ces 4 métriques, il existe une différence significative ($P < 0,035$) entre les sites de BILOS et NEZER, BRAY et NEZER et enfin VIELLE et NEZER. On n'observe pas de différences significatives des moyennes deux à deux pour les autres couples de sites possibles. Comme pour la phase de croissance, c'est donc le site de NEZER qui diffère fortement des autres. Il a une nette précocité dans le début de la baisse du PVI, qui se maintient jusqu'au moment de sa vitesse de décroissance maximale (tmid2r).

Tout comme pour les métriques de la phase de croissance, l'analyse de variance a été réalisée sans le site de BILOS ([Tableau 5.12](#)). Les résultats obtenus sont similaires à ceux obtenus précédemment avec les quatre sites.

5.3.4. Conclusions

L'observation des variations des métriques phénologiques du PVI entre les quatre sites et les 7 années, et plus particulièrement avec l'analyse de variance, a permis de préciser le comportement phénologique du PVI. En effet on a pu:

- constater la très forte variabilité interannuelle des métriques sur le site de BILOS, c'est-à-dire en situation de jeunes peuplements.
- mettre en évidence, en situation de peuplements adultes, un effet du site sur les métriques Dmin1-5 et Dmin1-10, qui datent le début de la montée printanière du PVI, et sur Dmax2-5, Dmax2-10, Dmax2-25 et tmid2r, qui datent le début de décroissance estivale du PVI. Sur l'ensemble des sept années, le site de NEZER est le plus tardif dans la reprise de croissance du PVI au printemps et le plus précoce dans son déclin en été. Les deux autres ne se différencient pas en moyenne.
- voir que les variations interannuelles en un site sont assez fortes et que, hormis sur le site de BILOS, elles sont assez bien en phase avec celles des autres sites, ceci pouvant indiquer en quelque sorte la marque de la variabilité interannuelle des conditions climatiques régionales.

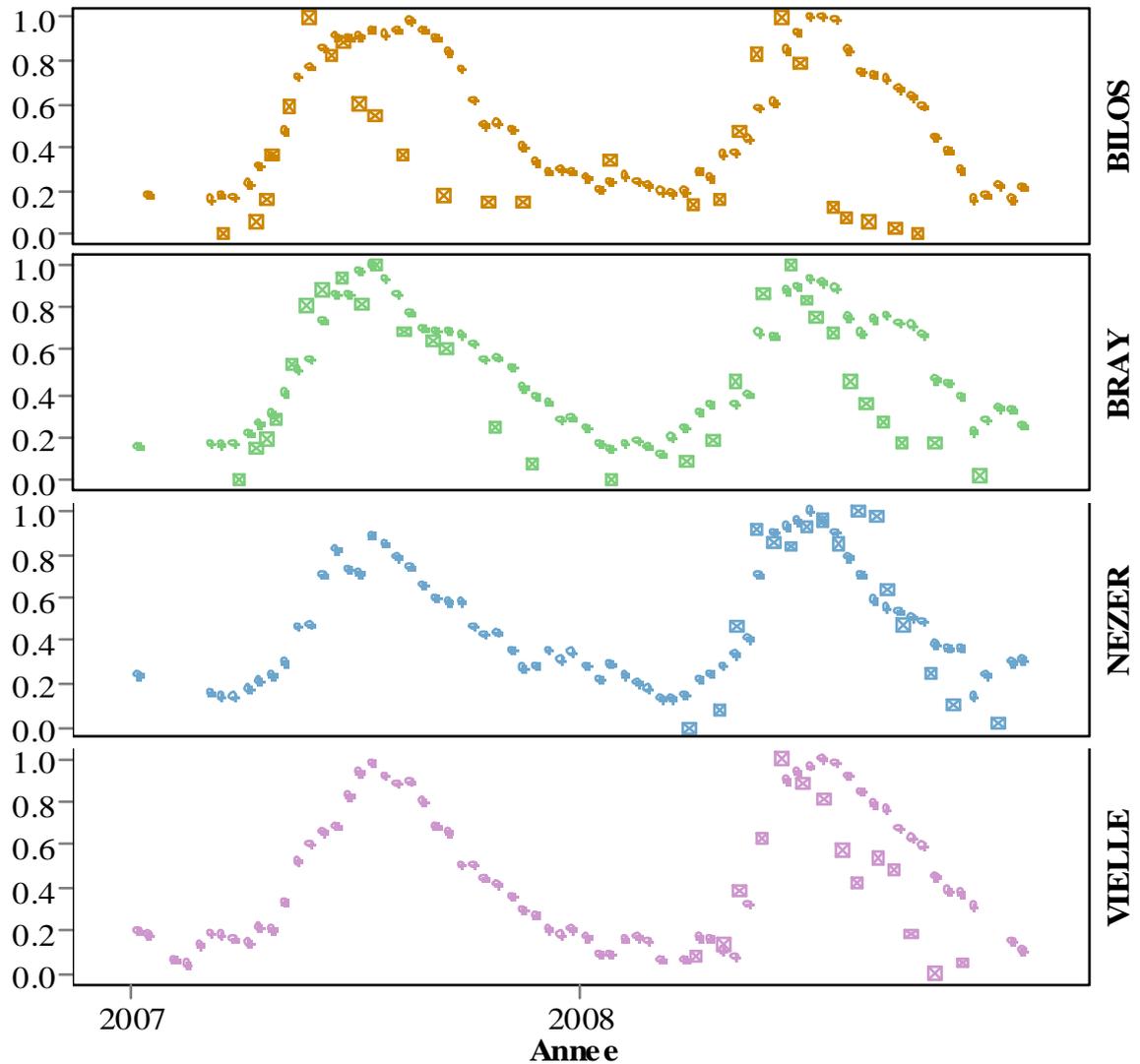


Figure 5.11 : Dynamique saisonnière du PVI (point) et du LAI (carré barré) du sous-bois sur les 4 sites en 2007 et en 2008.

Valeurs observées normalisées par le minimum et le maximum observés sur le site au cours des années 2007 et 2008 ; $(LAI-LAI_{min})/(LAI_{max}-LAI_{min})$ pour le LAI et $(PVI-PVI_{min})/(PVI_{max}-PVI_{min})$ pour le PVI.

5.4. Comparaison des métriques du PVI avec les métriques du LAI observé *in situ*

La comparaison directe des dynamiques saisonnières du PVI et du LAI du sous-bois (Figure 5.11) semble, à première vue, montrer l'existence d'une relation en ce qui concerne la phase de croissance. Il en va de même pour la comparaison entre PVI et LAI de l'ensemble pin + sous-bois (Annexe 5.2). Dans le but de confirmer, ou non, ces hypothèses *a priori*, les métriques phénologiques du PVI ont été comparées avec celles estimées sur le LAI mesuré *in situ* sur les quatre sites en 2007 et 2008. La comparaison est ciblée sur le LAI du sous-bois. En effet, comme vu au chapitre 4, d'une part, le sous-bois est la strate prépondérante dans la phénologie foliaire de l'ensemble pin + sous-bois. D'autre part, dans le cas des peuplements adultes, la faible précision sur l'estimation du LAI des pins par photographie hémisphérique confère un bruit important sur l'estimation des variations saisonnières du LAI de l'ensemble pin + sous-bois et de leurs dates clefs.

La métrique d'amplitude saisonnière Amp5 du PVI, est également comparée à celle du LAI du sous-bois et à celle de l'ensemble pin + sous-bois.

Concordance entre métriques phénologiques de la phase de croissance

La Figure 5.12 présente la comparaison des métriques de la phase de croissance du PVI et du LAI du sous-bois. Leur relation est étudiée par régression linéaire. Les valeurs des paramètres estimés et statistiques des régressions par le modèle « $y = ax + b$ » sont données dans le Tableau 5.13. Le Tableau 5.14 donne les écarts entre les deux types de métriques (RMSE et biais) et le résultat du test de l'hypothèse $y = x$. Les métriques de la phase de croissance présentent une corrélation positive (coefficient de corrélation $R > 0$, coefficient de régression $a > 0$). Le coefficient de détermination, R^2 , varie de 0,19 à 0,67. On peut séparer ces métriques en 2 groupes. Cette séparation se base sur la valeur de la probabilité P ($P(a=0)$) de se tromper en disant que la pente a est nulle (test t) ou autrement dit que le coefficient de corrélation R est nul :

- Le premier groupe, dont la pente a est significativement différente de 0 ($P(a=0) < 0,1$), est constitué de Dmin1-25 et tmid1r.

R^2 vaut respectivement 0,67 et 0,62. La RMSE entre valeurs de la métrique du PVI observées et prédites avec le modèle « $y = ax + b$ » est inférieure à 5,45. Par ailleurs, les valeurs de a sont égales à 1,38 et 1,22, tandis que b n'est pas significativement différent de 0 ($P(b=0) > 0,48$) (Tableau 5.13). Par conséquent, la relation « $y = x$ » a également été analysée et plus particulièrement l'hypothèse que la pente $a = 1$ a été testée (Tableau 5.14).

Pour les 2 métriques, $P(a=1)$ étant supérieur à 0,47, on peut admettre que la pente n'est pas significativement différente de 1. Toutefois, la RMSE est légèrement plus élevée pour cette relation que pour la relation « $y = ax + b$ » : 5,9 pour Dmin25 et 7,8 pour tmid1r. Mais pour Dmin1-25 les observations sont bien réparties autour de la bissectrice avec un biais proche de 0. Dans le cas de tmid1r la concordance est moins bonne ; on a un biais systématique de l'ordre de 6 jours, autrement dit la date du point d'inflexion du PVI est toujours plus tardive -6 jours en moyenne- que celle du LAI du sous-bois.

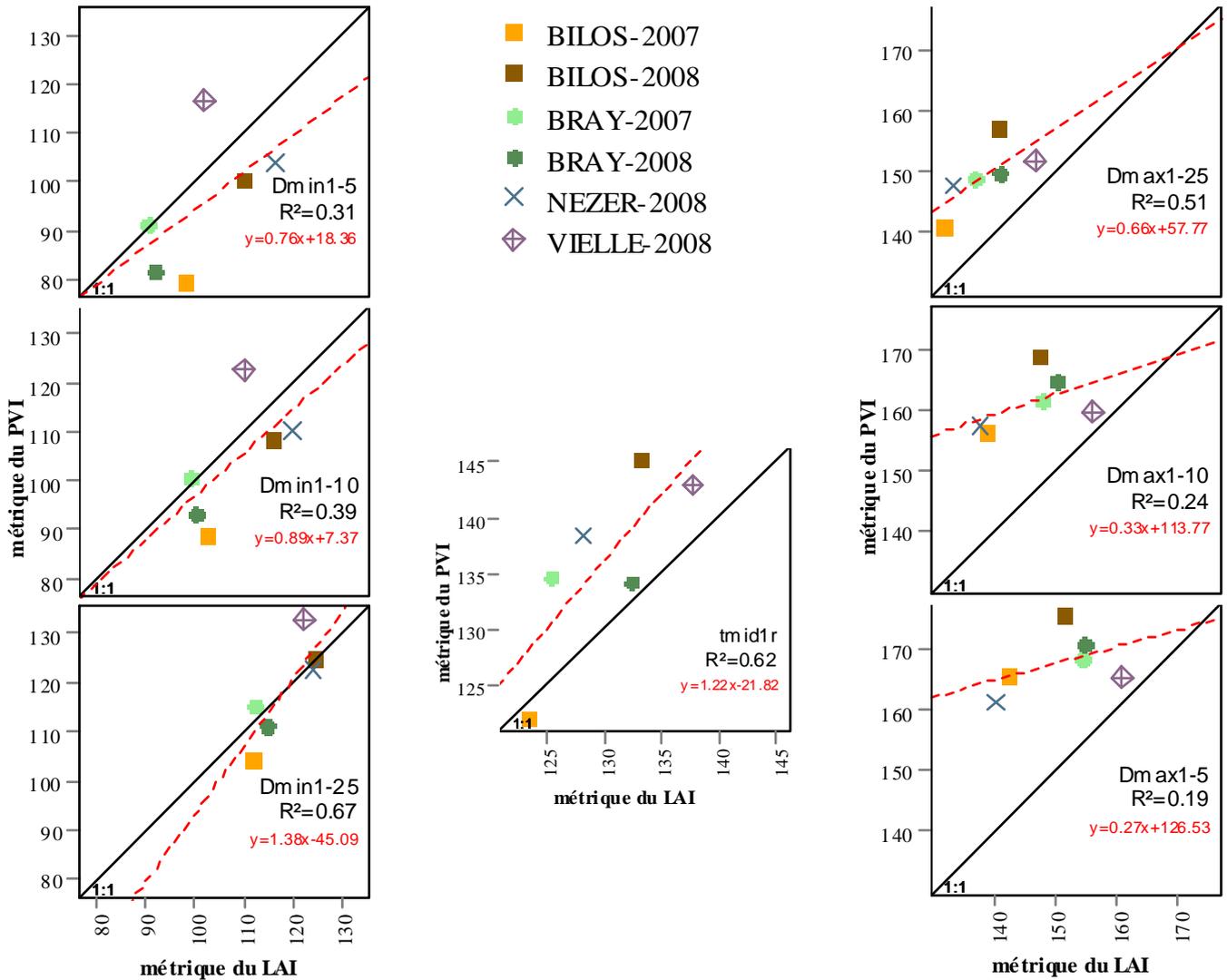


Figure 5.12 : Comparaison des métriques phénologiques du PVI et du LAI du sous-bois sur les 4 sites en 2007 et en 2008 (n=6) : métriques de la phase de croissance. En pointillés rouge est indiquée la régression linéaire de la métrique du PVI par la métrique du LAI. La droite 1:1 est indiquée en trait plein noir. Les paramètres estimés et statistiques sont donnés dans les Tableaux 5.13 et 5.14.

		<i>a</i>	P (H0 : <i>a</i> =0)	<i>b</i>	P (H0 : <i>b</i> =0)	RMSE	R ²
Phase de croissance	Dmin1-5	0.76	0.2520	18.36	0.7670	10.75	0.31
	Dmin1-10	0.89	0.1850	7.37	0.9090	8.90	0.39
	Dmin1-25	1.38	0.0473 **	-45.09	0.4792	5.45	0.67
	tmid1r	1.22	0.0619 *	-21.82	0.7408	4.63	0.62
	Dmax1-25	0.66	0.1110	57.77	0.2690	3.37	0.51
	Dmax1-10	0.33	0.3290	113.77	0.0570	3.77	0.24
	Dmax1-5	0.27	0.3881	126.53	0.0412	4.03	0.19
Phase de décroissance	Dmax2-5	-0.45	0.0110 **	291.49	0.0001	4.53	0.83
	Dmax2-10	-0.42	0.0350 **	299.07	0.0003	6.66	0.71
	Dmax2-25	-0.35	0.1342	313.52	0.0014	10.73	0.47
	tmid2r	-0.34	0.2266	331.57	0.0033	16.78	0.34
	Dmin2-25	0.07	0.8123	286.05	0.0122	18.78	0.02
	Dmin2-10	0.12	0.6264	301.12	0.0093	19.01	0.06
	Dmin2-5	0.15	0.5306	306.78	0.0091	19.74	0.11

Tableau 5.13 : Régression linéaire des métriques phénologiques du PVI par celles du LAI du sous-bois sur les 4 sites d'études en 2007 et en 2008 selon le modèle « $y = ax + b$ » ($n=6$).

Paramètres estimés *a* et *b*, P= valeurs des probabilités d'erreur en rejetant les hypothèses $a=0$ ou $b=0$ (test t) et paramètres statistiques.

La RMSE est relative aux écarts entre la métrique du PVI observée et celle prédite par le modèle.

Sont indiquées en orange, les métriques dont *a* est négatif et en mauve, les métriques dont *a* est positif et $P(a=0) < 1\%$.

Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P : *= $P < 0.1$, **= $P < 0.05$, ***= $P < 0.01$ et ****= $P < 0.001$.

		P (H0 : y=x)	RMSE	biais	R ²
Phase de croissance	Dmin1-5	0.6935	12.56	-6.08	0.31
	Dmin1-10	0.8595	9.81	-4.05	0.39
	Dmin1-25	0.4767	5.86	0.22	0.67
	tmid1r	0.6725	7.79	6.18	0.62
	Dmax1-25	0.3586	11.80	11.18	0.51
	Dmax1-10	0.083*	16.21	15.16	0.24
	Dmax1-5	0.0619*	18.29	17.07	0.19
Phase de décroissance	Dmax2-5	0.0001****	38.23	19.09	0.83
	Dmax2-10	0.0004****	42.28	22.2	0.71
	Dmax2-25	0.002***	50.28	30.57	0.47
	tmid2r	0.0049***	63.15	38.32	0.34
	Dmin2-25	0.0233**	65.78	53.37	0.02
	Dmin2-10	0.0195**	74.41	62.36	0.06
	Dmin2-5	0.0192**	76.6	63.85	0.11

Tableau 5.14 : Comparaison entre les métriques phénologiques du PVI et celles du LAI du sous-bois sur les 4 sites d'études en 2007 et en 2008 (n=6).

P(H0 : y=x) : valeurs de la probabilité d'erreur en rejetant l'hypothèse y = x (test t).

La RMSE et le biais sont relatifs aux écarts entre la métrique observée du PVI et celle du LAI du sous-bois.

Sont indiquées en orange, les métriques dont le coefficient de corrélation R est négatif et en mauve, les modèles dont le coefficient de corrélation R est positif et significativement différent de 0 (P<0.01).

Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P : *= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

		P (H0 : $\alpha=1$)	RMSE	Biais	R ²
Phase de croissance	Dmin1-5	0.1356	18.52	-7.29	0.07
	Dmin1-10	0.1526	15.03	-4.84	0.12
	Dmin1-25	0.2455	9.88	-0.38	0.25
	tmid1r	0.2431	8.56	4.47	0.36
	Dmax1-25	0.0772*	11.76	9.41	0.11
	Dmax1-10	0.0283**	15.44	12.97	0.01
	Dmax1-5	0.0261**	17.16	14.7	0.01
Phase de décroissance	Dmax2-5	0.0002****	30.83	13.86	0.87
	Dmax2-10	0.0002****	35.43	17.69	0.85
	Dmax2-25	0.0015***	43.73	26.92	0.66
	tmid2r	0.0019***	59.65	38.81	0.66
	Dmin2-25	0.0234**	60.82	46.92	0.001
	Dmin2-10	0.0148**	69.53	54.87	0.09
	Dmin2-5	0.0125**	72.05	57.39	0.23

Tableau 5.15 : Comparaison entre les métriques phénologiques du PVI et celles du LAI du pin + sous-bois sur les 4 sites d'études en 2007 et en 2008 (n=6).

P(H0 : $\alpha=1$) : valeurs des probabilités d'erreur en rejetant les hypothèses $\alpha=1$.

La RMSE et le biais sont relatifs aux écarts entre la métrique observée du PVI et celle du LAI du sous-bois.

Sont indiquées en orange, les métriques dont le coefficient de corrélation R est négatif.

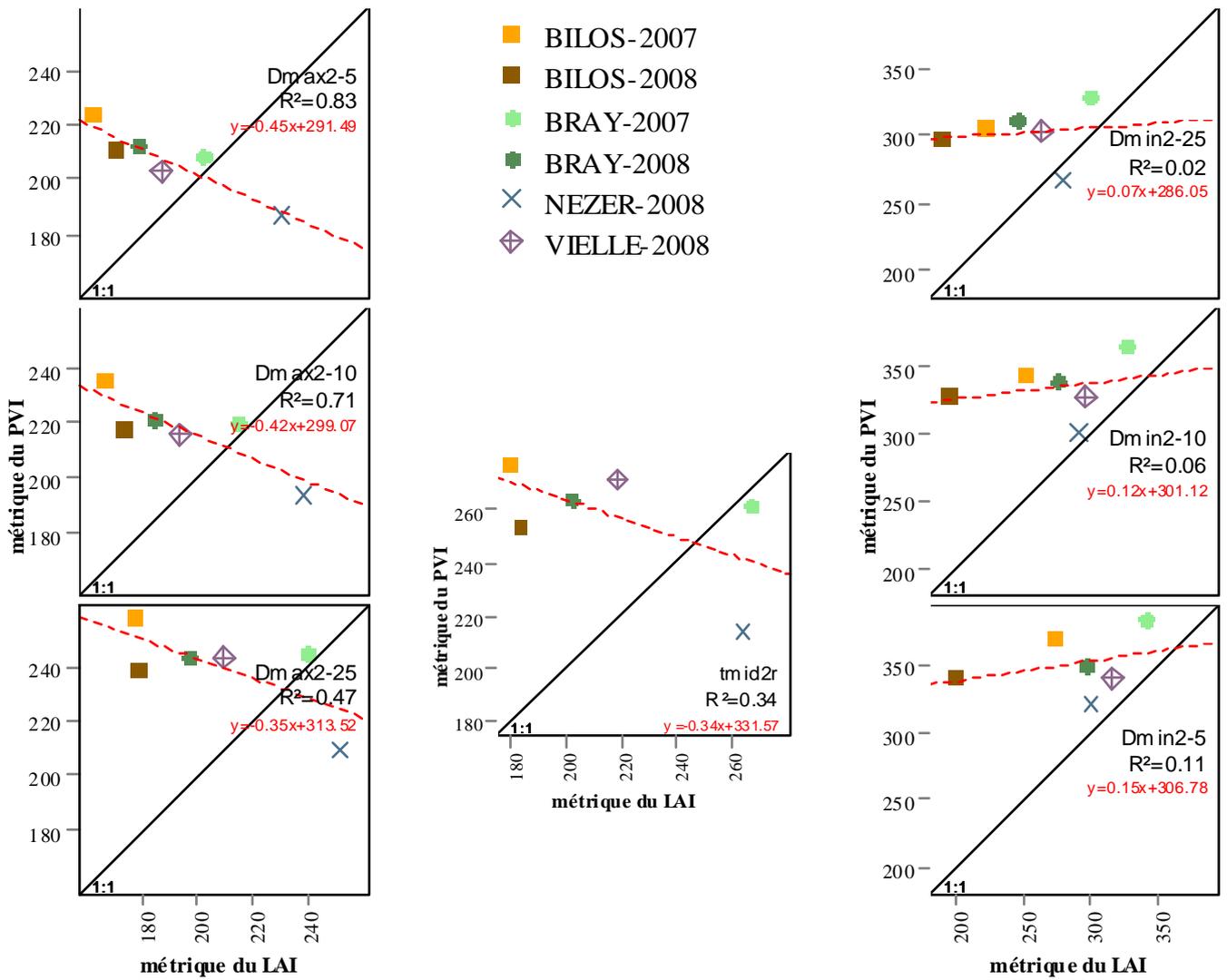


Figure 5.13 : Comparaison des métriques phénologiques du PVI et du LAI du sous-bois sur les 4 sites en 2007 et en 2008 (n=6) : métriques de la phase de décroissance.

En pointillés rouge est indiquée la régression linéaire de la métrique du PVI par la métrique du LAI. La droite 1:1 est indiquée en trait plein noir. Les paramètres estimés et statistiques sont donnés dans les Tableaux 5.13 et 5.14.

- Le deuxième groupe, où $P(a=0)$ est supérieur à 0,1, est constitué de Dmin1-5, Dmin1-10, Dmax1-25, Dmax1-10 et Dmax1-5 (Tableau 5.13).

Il n'y a donc pas de corrélation au seuil $P=0,1$ de ces dates clefs entre PVI et LAI du sous-bois. Mais on peut noter que la concordance entre elles est d'autant plus faible que la date clef s'éloigne de la date donnée par Dmin1-25 (Tableau 5.14) : diminution de R^2 et augmentation en valeur absolue de l'écart entre métrique du PVI et celle du LAI. Ce biais est négatif pour Dmin1-5 et Dmin1-10, il vaut respectivement -6 et -4 jours. Il est positif pour Dmax1-25, Dmax1-10 et Dmax1-5 : +11, +15 et +17 jours. Cependant si on ne regarde que les sites à peuplements adultes, on peut voir que leur rang de classement observé pour chacune des métriques du PVI est identique ou presque à celui observé pour le LAI. Ainsi, NEZER est tardif à la fois dans le début de la montée du PVI et dans celui du LAI (Dmin1-5 et Dmin1-10). Son comportement s'inverse pour la fin de la montée où il devient le plus précoce (Dmax1-25, Dmax1-10 et Dmax1-5). Donc NEZER a à la fois la plus courte durée (et donc la plus grande vitesse) de montée en PVI et en LAI du sous-bois au printemps, ce qui pourrait traduire l'effet de l'abondance en fougère (cf. chapitre 4, § 4.2.3.3).

La même analyse a été faite sur le LAI de l'ensemble pin + sous-bois. Les résultats sont synthétisés dans le Tableau 5.15. Ils sont moins bons qu'avec le LAI du sous-bois. Les corrélations ne sont pas significativement différentes de 0 au seuil de 0,2. Les R^2 sont plus faibles qu'avec le LAI du sous-bois ($R^2 \leq 0,36$) et les écarts (RMSE et biais) sont plus forts.

En conclusion, on a une bonne concordance, entre le PVI satellitaire et le LAI du sous-bois mesuré sur le terrain, des dates clefs indiquant que la reprise de croissance au printemps est bien engagée : elle est la meilleure pour Dmin1-25 (25% de l'accroissement réalisé) où le biais est nul et un peu moins bonne pour tmid1r (vitesse d'accroissement maximale) où le biais est de 6 jours, avec des RMSE similaires (~6 et 8 jours). Pour les autres métriques, il n'y a pas de corrélation au seuil $P=0,1$; cependant leurs écarts moyens sont assez faibles : ils sont minimales pour la date clef Dmin1-10, avec un biais de -4jours et une RMSE de ~10jours (Tableau 5.14).

On peut conclure que la cinétique de montée du PVI au printemps renseigne bien sur celle de l'augmentation de surface foliaire verte du sous-bois au printemps.

Concordances entre métriques phénologiques de la phase de décroissance

La Figure 5.13, le Tableau 5.13 et le Tableau 5.14 présentent les résultats des régressions linéaires réalisées sur les métriques de la phase de décroissance.

L'analyse de la relation « $y = ax + b$ » des métriques de la phase de décroissance du PVI par les métriques de la phase de décroissance du LAI du sous-bois montre deux comportements distincts :

- Le coefficient de corrélation R et la pente a positifs pour Dmin2-25, Dmin2-10 et Dmin2-5, métriques de fin de phase.

La pente a présente une valeur de $P(a=0)$ supérieure à 0,53 et le coefficient de détermination est inférieur à 0,11. Il n'existe donc pas de corrélation linéaire au seuil de $P=0,1$ entre ces métriques issues du PVI et du LAI du sous-bois, même si une petite part de la variabilité de y peut être expliquée par celle de x. La Figure 5.13 montre que les valeurs très faibles des trois métriques observées sur le LAI du site de BILOS (plus en 2008 qu'en 2007) contribuent beaucoup à ce peu de concordance. De toute manière, quels que soient le site et l'année, les dates clefs du PVI sont toujours bien plus tardives que celles du LAI avec un biais supérieur à 50 jours (Tableau 5.14).

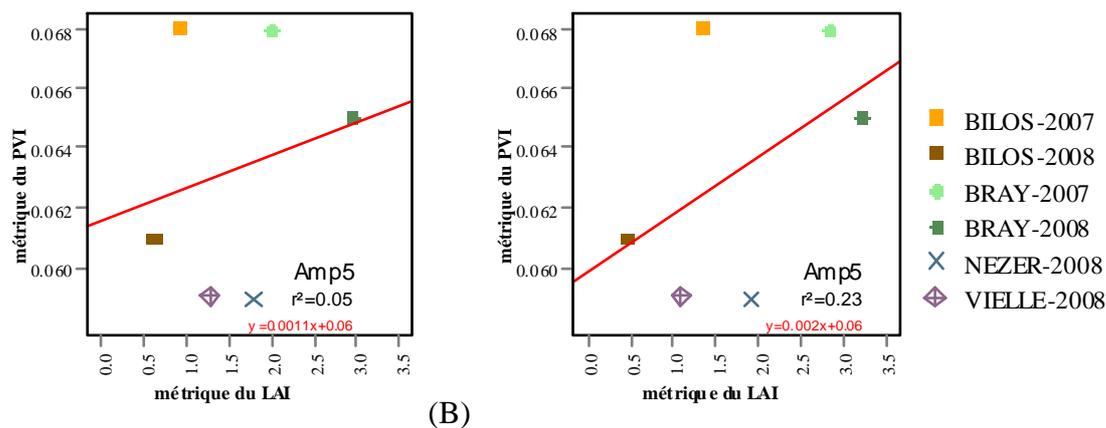


Figure 5.14 : Comparaison des amplitudes du PVI et du LAI sur les 4 sites en 2007 et en 2008 (n=6) : métriques de la phase de croissance.

En rouge est indiquée la régression linéaire de la métrique du PVI par la métrique du LAI. Les paramètres estimés et statistiques sont donnés dans le [Tableau 5.16](#).

(A) amplitude du LAI du sous-bois

(B) amplitude du LAI de l'ensemble pin + sous-bois

Amp5	a	P (a=0)	b	P (b=0)	RMSE	biais	R ²
Sous-bois	0.001	0.68	0.06	0.0001****	0.004	4.8E-19	0.05
Pin + Sous-bois	0.002	0.332	0.06	<0.0001****	0.003	1.16E-17	0.23

Tableau 5.16 : Régression linéaire des amplitudes (Amp5) du PVI par celles du LAI du sous-bois et de l'ensemble pin + sous-bois sur les 4 sites d'études en 2007 et en 2008 (n=6).

Modèle $y = ax + b$. Paramètres estimés a et b , P= valeurs des probabilités d'erreur en rejetant les hypothèses $a=0$ ou $b=0$ (test t) et paramètres statistiques.

Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P : *= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

- Le coefficient de corrélation R et la pente a négatifs pour Dmax2-5, Dmax2-10, Dmax2-25, et tmid2r, métriques de début de phase.

Donc pour ces quatre dates clefs on a une étonnante relation entre celles du PVI satellitaire et du LAI du sous-bois observé in situ : celles du PVI sont d'autant plus tardives que celles du LAI sont précoces. Les droites de régression sont pratiquement orthogonales à la droite 1:1. Le phénomène est clair et net pour les dates qui marquent le début de décroissance (Dmax2-5, Dmax2-10) où la valeur de $P(a=0)$ est inférieure à 0,05. Le site de BILOS (non seulement en 2008, mais aussi en 2007) y contribue, mais également le site de NEZER (2008) qui montre une claire opposition entre PVI et LAI. Cette discordance pour NEZER est à relier avec le fait que le PVI ne manifeste pas de plateau estival contrairement au LAI du sous-bois observé sur la placette expérimentale (cf. [Figure 4.10](#)), alors qu'il y a un relativement bon accord entre cinétiques de reprise de la montée du PVI et du LAI au printemps. Cependant il est fort probable que le large plateau estival du LAI du sous-bois à NEZER soit un artéfact, dû à l'abondance de la fougère. En effet comme déjà discuté au chapitre 4 (§ [4.2.3.3](#) et [4.2.5](#)), en été quand la fougère est très couvrante avec un fort empilement des feuilles, le LAI du sous-bois est sous-estimé et devrait montrer un pic plus marqué au début de l'été, avec une décroissance initiée avant le jour 200. Cependant, dans cette hypothèse, vu la [Figure 5.13](#), on devrait avoir au pire une absence de corrélation entre métriques du PVI et du LAI du sous-bois et non une corrélation négative.

La même analyse a été faite avec le LAI de l'ensemble pin + sous-bois. Les résultats sont synthétisés dans le [Tableau 5.15](#). Ils ne sont pas meilleurs qu'avec le LAI du sous-bois. La corrélation entre métriques de début de décroissance en été (Dmax2-5 à tmid2r) est encore plus négative, avec des biais et des RMSE un peu meilleurs mais toujours très élevés (RMSE>30).

En conclusion, quelle que soit la date clef considérée de la phase de décroissance, qui commence en été, on n'a pas de concordance entre celles du PVI satellitaire et celles du LAI du sous-bois ou de l'ensemble pin + sous-bois mesuré au sol.

Comparaison sur l'amplitude en phase de croissance (métrique Amp5)

La [Figure 5.14](#) présente la régression linéaire réalisée pour comparer l'amplitude de la phase de croissance Amp5 du PVI avec celle du LAI du sous-bois ainsi que du LAI de l'ensemble pin + sous-bois. Les paramètres estimés et statistiques des régressions sont donnés dans le [Tableau 5.16](#).

Dans le cas du LAI du sous-bois, le R^2 est extrêmement faible (0,05). Il n'y a pas de corrélation : $P(a=0)=0,68$. Mais, dans le cas du LAI de l'ensemble pin + sous-bois, le R^2 est plus élevé (0,23). Donc l'amplitude du LAI de l'ensemble pin + sous-bois explique une part non négligeable (23%) de la variance de l'amplitude du PVI, même si leur corrélation n'est significative qu'au seuil de 0,33.

Comme précédemment le site de BILOS est atypique. Il a un comportement contradictoire entre 2007 et 2008, plus marqué quand on considère le LAI du sous-bois que celui des deux strates confondues. Par contre du côté des peuplements adultes, le site du BRAY a toujours à la fois l'amplitude du PVI et celle du LAI les plus fortes, quelle que soit la nature du LAI prise en compte. La situation est inversée pour NEZER et VIELLE confondus.

5.5. *Discussion et conclusion*

Les résultats obtenus sur l'analyse des trajectoires saisonnières de l'indice de végétation PVI des quatre sites au cours des sept ans de 2002 à 2007 ont mis en avant une certaine **spécificité du comportement saisonnier du PVI relative au site**. On observe en effet au cours des sept ans des constantes dans la variation saisonnière du PVI.

Dans le cas du site de BILOS, en situation de jeunes peuplements, celle-ci est très variable entre années. Ceci n'est pas surprenant car les pixels pris en compte rassemblent des jeunes peuplements dont la structure du couvert (pins et végétation concurrente) et la composition en espèces du sous-bois peuvent varier fortement entre années successives sous l'effet d'une forte croissance des arbres et des travaux sylvicoles.

Au contraire, les trois autres sites (BRAY, NEZER et VIELLE), en situation de peuplements adultes, ont chacun une gamme de variation interannuelle du PVI (minimum en hiver, maximum en été, amplitude) plutôt stationnaire au cours des 7 ans. Cette sorte d'invariance est à relier à une relative stabilité dans la nature de la végétation en sous-bois et dans la structure du couvert arboré dans les pixels observés pour chaque site, qui rassemblent majoritairement des peuplements adultes. Ainsi l'amplitude printanière du PVI (Amp5) est toujours la plus élevée pour le BRAY, et la plupart du temps la plus faible à VIELLE. Du côté de la phénologie du PVI, on trouve également certaines constantes. On a mis en évidence une dépendance au site des métriques qui datent le début de la montée printanière du PVI (Dmin1-5 et Dmin1-10) et de celles qui datent le début de décroissance estivale du PVI (Dmax2-5, Dmax2-10, Dmax2-25 et tmid2r). Ainsi sur l'ensemble des sept années, le site de NEZER est le plus tardif dans la reprise de croissance du PVI au printemps et le plus précoce dans son déclin en été, les deux autres (BRAY et VIELLE) ne se différenciant pas en moyenne.

Même si chacun des sites de peuplements adultes montre une dynamique saisonnière du PVI qui lui est assez spécifique, celle-ci peut montrer une variabilité interannuelle non négligeable. Cependant les **variations interannuelles des dates-défs de la phénologie du PVI** d'un site apparaissent assez bien en phase avec celles des autres sites, ceci pouvant traduire l'impact des variations interannuelles des conditions climatiques à l'échelle régionale. Ainsi sur tous les sites (même à BILOS) la décroissance du PVI est plus précoce en 2003, année de sécheresse estivale renforcée par un mois d'août caniculaire, et même en 2005, année de sécheresse estivale, par rapport aux autres années.

La **confrontation entre métriques phénologiques du PVI et celles du LAI du sous-bois** observées pour les années 2007 et 2008 montre la bonne concordance de celles renseignant sur les dates de stades clefs marquant la reprise de la phase de croissance au printemps. Ce n'est le cas pour aucune des métriques indicatrices de la décroissance entre l'été et la fin de l'hiver : on a des discordances notoires, avec soit aucune corrélation des métriques entre PVI et LAI, soit même une corrélation négative. Ces résultats sont cohérents avec les nombreuses études faites sur la datation de stades phénologiques foliaires sur couverts forestiers à partir d'indices de végétation satellitaires MODIS, VEGETATION ou AVHRR (par exemple : [Delbart et al., 2005](#), [Maignan et al., 2008](#), [Soudani et al., 2008](#), [Guyon et al., 2011](#)). Ces études montrent en effet que la trajectoire saisonnière de ces indices fournit de bons indicateurs de la date de sortie des feuilles au printemps, alors que ce n'est pas véritablement le cas pour la datation de la sénescence automnale ([Delbart et al., 2005](#) par exemple).

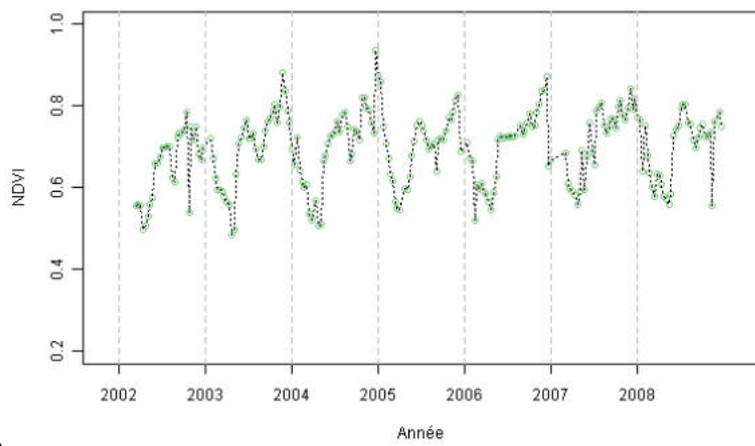
Ainsi les résultats obtenus ici montrent qu'on peut estimer la date où 25% de l'augmentation annuelle du LAI du sous-bois est acquise (métrique $D_{min1-25}$) avec une relativement faible incertitude. En effet $D_{min1-25}$ du PVI est un assez bon estimateur de $D_{min1-25}$ du LAI du sous-bois : la RMSE vaut 6 jours et le biais est quasi nul. Si on compare les dates du point d'inflexion (t_{mid1r}), c'est-à-dire où l'accroissement est maximal, on a un moins bon accord : la RMSE est de 8 jours et le biais de 6. Ces scores ont été établis sur un faible nombre d'observations ($n=6$) et seulement deux années (2007 et 2008). Mais ils sont comparables aux meilleurs scores obtenus avec les mêmes types de métriques indicatrices des dates clefs du signal de télédétection pour la datation de la sortie des feuilles au printemps en forêts de feuillus, c'est-à-dire composées d'espèces qui ont une franche variation du LAI entre l'hiver et l'été. On peut citer [Soudani et al. \(2008\)](#) qui obtiennent une RMSE de 8,5 et un biais de 3,5 jours à partir de la date du point d'inflexion de la trajectoire saisonnière d'observations journalières du NDVI à une résolution de 250 m avec le capteur MODIS.

Les résultats obtenus sur la corrélation entre le PVI et le LAI de l'ensemble pin + sous-bois ne sont pas satisfaisants. Mais cela n'est pas étonnant, vu la faible variabilité saisonnière du LAI optique des pins devant l'incertitude sur son estimation par photographie hémisphérique, dans le cas des trois peuplements adultes étudiés, qui représentent 4 des 6 points d'observation.

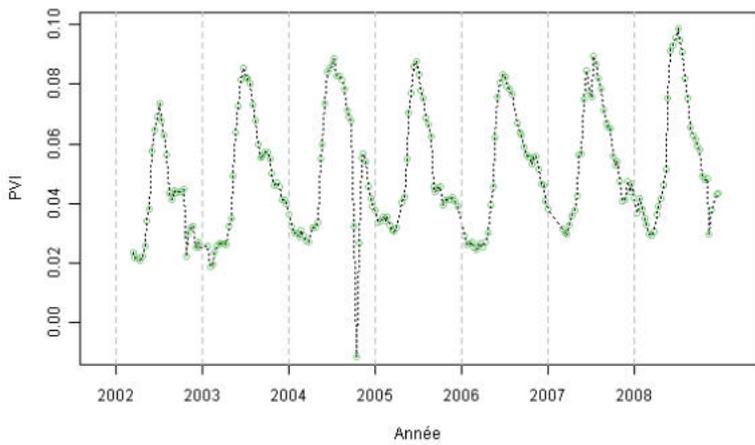
La phénologie printanière du PVI renseigne donc clairement sur celle du LAI du sous-bois. On peut y voir l'effet conjugué de la forte contribution de cette dernière dans la phénologie du LAI de l'ensemble des deux strates (pins et sous-bois) (cf. [chapitre 4](#)) et de la forte contribution de la réflectance du sous-bois dans la réflectance satellitaire en raison des faibles niveaux de LAI (<3) et de fraction de couvert ($\sim 35\%$ en peuplement adulte)⁵ de la strate de pin qui domine le sous-bois ([Guyon et al., 2001](#)).

La discordance des dates clefs de phase de décroissance entre le signal satellitaire et les observations terrestres de la phénologie foliaire a déjà été discutée dans d'autres études (cf. par exemple [Delbart et al., 2005](#)). Les processus de sénescence, qui combinent jaunissement et chute des feuilles, sont plus complexes et plus étalés dans le temps que ceux de sortie des feuilles au printemps. Au phénomène de sénescence d'origine phénologique peut s'ajouter l'effet d'un stress hydrique estival. Cela pourrait expliquer la forme parfois complexe de la diminution du PVI et du LAI à partir de l'été (cf. [chapitre 4](#) pour le LAI), qui peut se produire en plusieurs temps. Cette forme est plus ou moins bien modélisée, en fonction du type de modèle utilisé (annuel ou multi-annuel) et de l'échantillonnage temporel des données. A ces effets, on pourrait ajouter celui dû aux erreurs d'estimation du LAI par photographie hémisphérique. De plus la diversité des espèces en sous-bois et de leur développement ne sont vraisemblablement pas les mêmes dans la placette de mesure *in situ* du LAI et dans le groupe de pixels où le PVI est mesuré. Ces deux derniers éléments jouent certainement aussi dans les comparaisons des métriques de la phase de croissance, mais ils contribuent sans doute à renforcer les discordances observables sur la phase de décroissance.

⁵ La fraction de couvert peut être estimée avec les photographies hémisphériques comme égal à 1- la fraction de trouée en visée verticale (cf. [chapitre 4](#)). Si on élargit la visée verticale à un angle zénithal de 0 à 10°, la fraction de couvert de la strate de pin montre des valeurs voisines pour les 3 peuplements adultes étudiés qui sont en moyenne de l'ordre de 30 à 45% (BRAY : 41%, en 2007, 47% en 2008, NEZER : 28% en 2008, VIELLE : 35% en 2008) et qui ne varient quasiment pas au cours des deux années de mesure.



(A)



(B)

Figure 5.15 : Dynamique saisonnière multi-annuelle du NDVI (A) et du PVI (B) de 2002 à 2008 : valeurs observées.
Exemple du site de NEZER.

L'amplitude printanière (métrique Amp5) du PVI qui est apparue assez spécifique du site ne montre aucune relation avec celle du LAI du sous-bois. Elle paraît plus liée à celle du LAI de l'ensemble pin + sous-bois, ce qui est logique puisque c'est la structure de cet ensemble qui détermine la réflectance du couvert. Ce résultat laisse penser que l'information recueillie par photographie hémisphérique sur le LAI de l'ensemble pin + sous-bois est peut-être plus riche qu'on le pensait compte tenu de son incertitude. Cependant cette faible relation sur l'amplitude saisonnière est sans doute à relier au fait que la structure de la végétation forestière (pins et sous-bois) mesurée au sol sur une placette de moins d'un hectare est très différente de celle dans le pixel ou groupe de pixels VEGETATION l'incluant même si ceux-ci agrègent des peuplements de pin de même type (jeune, adulte).

Trois points pouvant éclairer sur les limites des comparaisons faites ici entre dynamique saisonnière LAI mesurée *in situ* et dynamique saisonnière de l'indice de végétation PVI observé par le capteur VEGETATION peuvent être plus particulièrement discutés.

- Pertinence de l'indice de végétation utilisé

Le PVI a été choisi ici car à même de mieux renseigner sur la phénologie de la végétation, que le NDVI, qui est pourtant le plus souvent utilisé dans les études de phénologie par télédétection. En effet, on s'attend à ce que le PVI sature moins que le NDVI quand le LAI devient fort et soit moins bruité (cf. [Huete et al., 2002](#) et [Maignan et al., 2008](#)). Car, étant une combinaison linéaire des réflectances proche infrarouge et rouge, il est moins sensible au plafonnement de la réflectance rouge qui se produit avec l'augmentation du LAI, en particulier lorsque la végétation est bien couvrante.

La [Figure 5.15](#) montre à titre d'exemple les variations du NDVI sur le site de NEZER en comparaison du PVI sur les 7 années d'étude (voir [Annexe 5.3](#) pour les autres sites).

Contrairement au PVI, le NDVI présente une sorte de plafonnement en période estivale, pour l'ensemble des sites alors que ce n'est pas le cas pour le LAI à l'exception de NEZER (cf. [Figure 4.8](#)). Ce plafonnement apparaît avant que le PVI ait atteint son maximum en été. Par ailleurs le NDVI amorce sa décroissance très tardivement généralement en fin d'automne et pas avant décembre. Vraisemblablement cela est dû à une saturation du NDVI sur une bonne partie de son cycle annuel, comme le suggère l'étude de [Regniers \(2011\)](#) et [Regniers et al. \(2012\)](#). Cette dernière étude compare, à deux dates, en fin d'hiver et en milieu d'été, le LAI effectif (ou plus exactement le PAI effectif) mesuré au sol avec l'instrument LAI2000, sur une soixantaine d'échantillons de peuplements d'âge varié de la région du site de NEZER, avec plusieurs indices de végétation (PVI non testé) mesurés à partir de capteurs à résolution décimétrique (20 m avec SPOT 4 HRVIR, 30 m avec Landsat ETM). Elle montre que le NDVI sature à une date donnée pour un LAI effectif de l'ensemble pin + sous-bois supérieur à ~2, soit le cas de la majorité des peuplements de pin en été. Par ailleurs, le NDVI présente sur les quatre sites une plus forte variabilité entre dates successives que le PVI et le modèle logistique double n'est pas apte à décrire sa variabilité saisonnière (cf. [Annexe 5.4](#) les résultats de l'ajustement du modèle multi-annuel). Donc aucune métrique n'a pu être estimée sur l'ensemble des sites.

Donc on ne pouvait pas espérer faire mieux avec le NDVI qu'avec le PVI pour renseigner sur la phénologie automnale en forêt de pin maritime.

Une piste pour mieux capturer la phénologie foliaire pourrait être d'utiliser un indice de végétation exploitant la réflectance dans le moyen infrarouge mesurée par le capteur VEGETATION, plus sensible que la réflectance rouge au LAI. En effet [Regniers et al. \(2012\)](#) montrent, dans l'étude citée précédemment, que l'indice de végétation RSR, qui est l'indice SR (rapport des réflectances proche infrarouge/Rouge) pondéré par la réflectance du moyen infrarouge (cf. [Brown et al., 2000](#) pour sa définition), a une relation quasi linéaire avec le LAI effectif de l'ensemble pin + sous-bois sur toute sa gamme de variation observée sur la région de NEZER en été.

- Qualité de l'estimation des métriques phénologiques

Les résultats de comparaison des métriques phénologiques entre PVI et le LAI sont fortement dépendants de la qualité de leur estimation. Celle-ci tient principalement à trois éléments : la précision de l'estimation de la variable considérée en chaque date, l'échantillonnage temporel de ses observations, la modélisation employée pour décrire les variations temporelles.

La série temporelle du PVI analysée ici résulte d'un ensemble de prétraitements visant à normaliser les effets directionnels, éliminer les données contaminées par les nuages et produire une donnée de réflectance à un intervalle de temps régulier (ici 10 jours) en chaque pixel. Suivant les années, en raison des conditions météorologiques, la série de données produite comportait plus ou moins de données manquantes en chaque pixel. Ainsi l'année 2003, bien ensoleillée, avait peu de trous. Cela n'était pas le cas en 2007 et 2008, années pluvieuses. Ces trous ont pu conduire à une datation plus ou moins imprécise des stades clefs du cycle phénologique du PVI sur les 4 sites durant les 7 années. Ainsi [Zhang et al. \(2009\)](#) montrent que, dans le cas des séries MODIS ré-échantillonnées avec une fréquence de 16 jours, deux dates manquantes consécutives en période de transition phénologique multiplient par 5 le risque d'une erreur supérieure à 5 jours sur la datation par rapport à une seule date manquante.

Du côté du LAI, sa mesure *in situ* par méthode optique et plus particulièrement par photographie hémisphérique présente des limites, pour caractériser finement les variations saisonnières du LAI des pins et de celui du sous-bois comme cela a déjà été discuté au [chapitre 4](#). Ainsi en raison de la probable forte incertitude sur le LAI optique des pins en peuplements adulte, la relation entre les métriques du PVI et celle du LAI de l'ensemble pin + sous-bois n'a pas pu être pleinement analysée. La sous-estimation du LAI du sous-bois à son maximum en été est fortement probable quand la végétation est bien couvrante avec un fort étagement des différentes espèces, comme c'est le cas en lande mésophile avec la présence de fougère. Il en résulte un plafonnement du LAI optique en été. La conséquence est alors une mauvaise estimation des dates de transition de la phénologie du sous-bois marquant la fin de la montée du LAI au printemps et le début de la sénescence à partir de l'été (métriques Tmid1r, Dmax1-25 à 5, Dmax2-5 à 25 et tmid2r). Il est très probable que cela se soit produit à NEZER et soit à l'origine des discordances fortes de Dmax2-5 à 25 et tmid2r entre le LAI du sous-bois et le PVI. Pour aller plus loin, il serait nécessaire de connaître l'impact du fort recouvrement de la fougère sur le PVI.

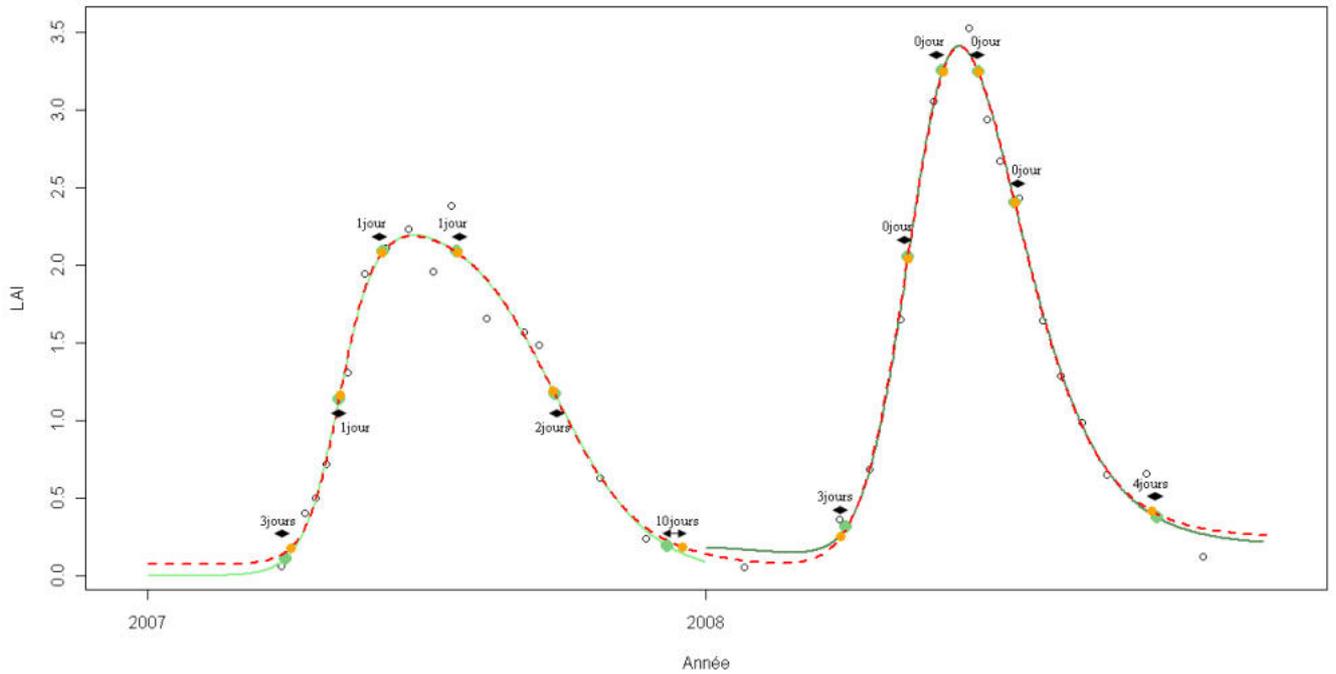


Figure 5.16 : Modélisation de la dynamique saisonnière annuelle (courbe verte) et multi-annuelle (courbe rouge) du LAI du sous-bois sur le site du BRAY de 2007 à 2008.

On a de gauche à droite les valeurs des métriques D_{min1-5} , t_{mi1r} , D_{max1-5} , D_{max2-5} , t_{mid2r} et D_{min2-5} pour chaque modèle et chaque année. Les points orange sont les métriques relatives à la modélisation multi-annuelle et les points verts à la modélisation annuelle du LAI. Le nombre de jours indique la différence entre les 2 types de modèles.

Une faible fréquence temporelle des observations ou leur manque sur de longues périodes peuvent conduire aussi à des erreurs d'estimation sur les métriques du PVI et du LAI. Cela est particulièrement critique pour le LAI, où les données sont moins fréquentes que celle du PVI et rares en hiver, comme l'illustre la [Figure 5.16](#) sur le site du BRAY. Celle-ci compare le modèle de la variation temporelle du LAI optique du sous-bois produit par ajustement du modèle logistique annuel ([équation 3.13](#)) et celui par ajustement du modèle multi-annuel ([équation 3.14](#)) sur les deux années d'observation (2007 et 2008). Les métriques relatives à la période centrée sur l'été allant de t_{mid1r} à t_{mid2r} sont quasiment identiques (écart de 0 à 2 jours entre les 2 modèles). Ce n'est pas le cas pour les métriques caractérisant le début de la montée du LAI ou la fin de sa décroissance (écart de 3 à 10 jours). Ainsi un écart de 10 jours est observé pour D_{min2-5} entre 2007 et de 3 jours pour D_{min1-5} en 2008. Ce résultat souligne l'effet de l'absence ou le manque de données en début ou fin de cycle phénologique sur la précision des métriques du LAI correspondantes. Il permet aussi de comprendre l'intérêt, quand on travaille sur une année civile donnée, de prendre en compte le maximum d'observations sur la période de fin de sénescence de l'année civile précédente et sur celle de reprise de croissance de l'année civile suivante. Il montre aussi l'intérêt d'utiliser un modèle multi-annuel quand c'est possible afin de limiter les effets de bordure, aussi bien pour le LAI que le PVI. Il est donc bien possible que les métriques du PVI estimées par le modèle multi-annuel sur la période 20002 à 2008 soient biaisées en 2002 pour la phase de croissance et en 2008 pour la phase de décroissance.

Le modèle multi-annuel utilisé et décrit par l'[équation 3.14](#) est relativement puissant. Il restitue bien les ressauts (ou baisses en deux temps) majeurs du PVI, dans sa phase de décroissance. La forte baisse prématurée du PVI observable en été lors des deux années de sécheresse (2003 et 2005) par rapport aux autres années est assez bien mise en évidence. Mais le modèle ne garantit pas la description fine des ressauts peu marqués. La phase de croissance du PVI, toujours rapide et en un seul temps, est bien décrite par le modèle. La précision (intervalle de confiance) des paramètres du modèle de la phase de croissance est meilleure généralement que celle de la phase de décroissance. La précision des métriques de phase de croissance est donc sans doute meilleure que celle de la phase de décroissance. Enfin, les paramètres des fonctions de croissance ou de décroissance du modèle, t_{mid1} et t_{mid2} , qui sont les dates des points d'inflexion de ces fonctions, ne correspondent pas à des dates clefs de la phénologie du PVI. Autrement dit, ces paramètres ne sont donc pas utilisables directement en tant que métriques phénologiques, contrairement à ce qui est classiquement fait pour le NDVI en forêt à feuilles caduques qui montre un clair plateau estival (cf. par exemple : [Fisher et al., 2006](#)).

- Echelles spatiales d'observation

Le PVI est mesuré sur un pixel de ~ 1 km². Il est donc révélateur d'une phénologie de surface, c'est-à-dire de l'ensemble des couverts qu'il intègre. Cette phénologie n'est donc pas strictement comparable à celle du LAI observé au sol sur une seule placette de moins d'un hectare. De plus pour limiter les effets de la PSF (cf. [§3.2.3](#)), le PVI en chaque site a été moyenné sur une fenêtre de 3x3 pixels. Mais seuls les pixels contenant sur plus de 70% de sa surface le type de peuplement (jeune à BILOS, adulte pour les autres sites) du site de mesure du LAI ont été pris en compte. En fait, en raison de la diversité de la structure du paysage dans les fenêtres de 3x3 pixels centrée sur chaque site, la taille de l'agrégat de pixels sélectionnés est assez faible et variable entre sites : 4, 3, 3 et 1 pixels pour le BRAY, BILOS, NEZER et VIELLE respectivement.

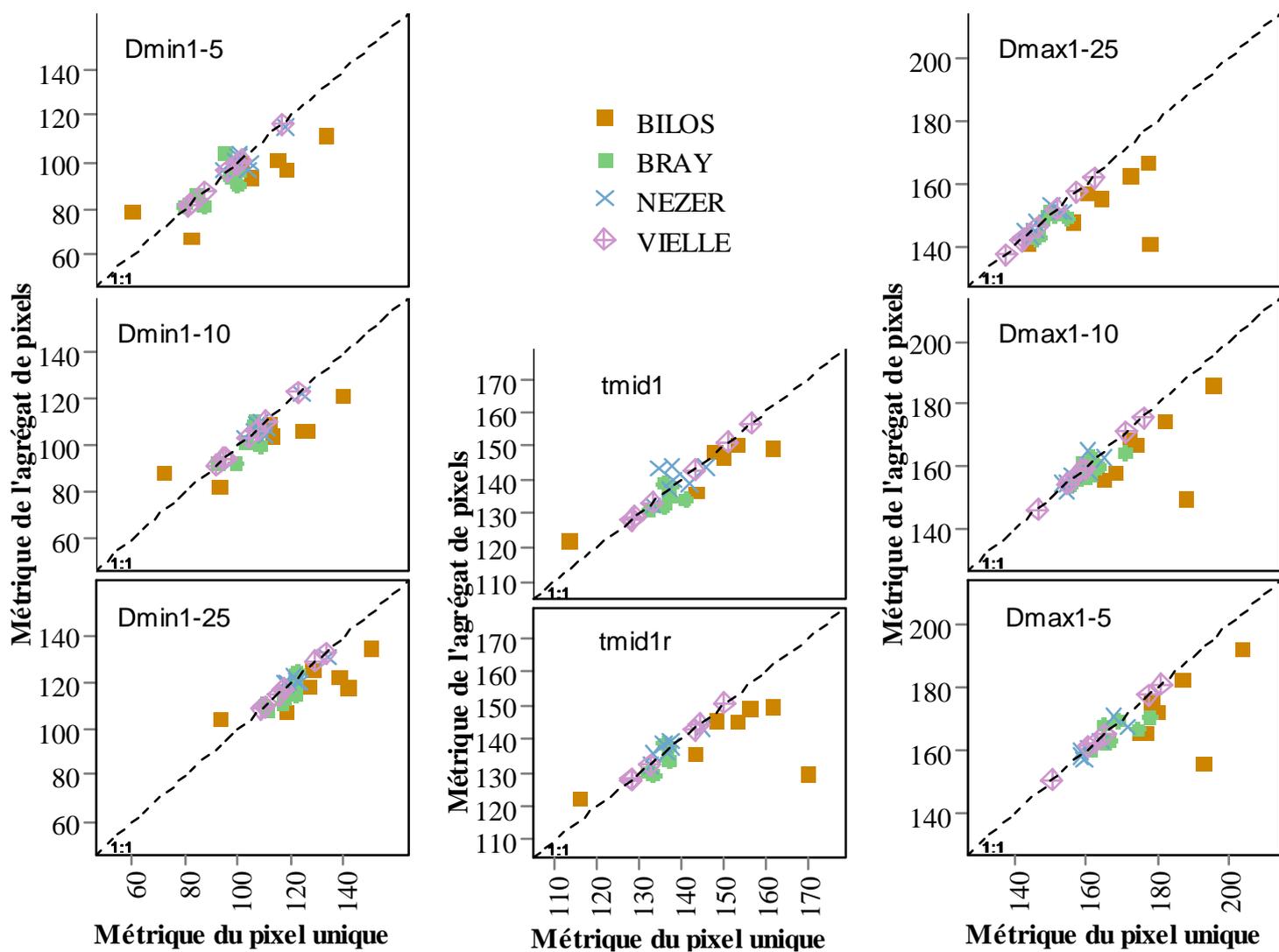


Figure 5.17 : Comparaison des métriques du PVI de la phase de croissance estimées sur l'agrégat de pixels contenant le site avec celles estimées sur le seul pixel contenant le site pour les 4 sites de 2002 à 2008 (n=7 par site).

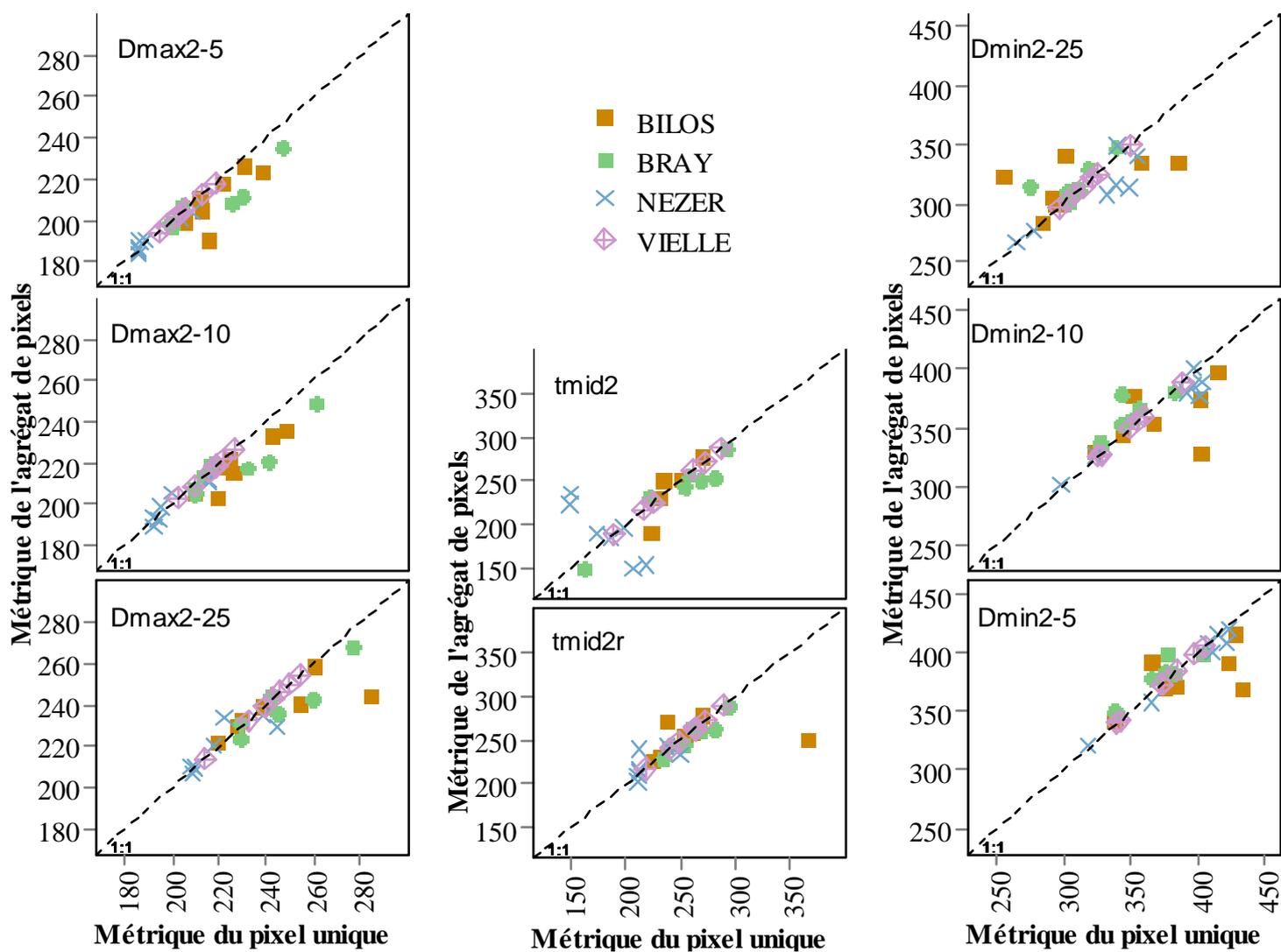


Figure 5.18 : Comparaison des métriques du PVI de la phase de décroissance estimées sur l'agrégat de pixels contenant le site avec celles estimées sur le seul pixel contenant le site pour les 4 sites de 2002 à 2008 (n=7 par site).

La variabilité des métriques phénologiques du PVI en fonction de son échantillonnage spatial dans le voisinage du site de mesure in situ du LAI a été regardée. Pour ce faire, une comparaison des métriques estimées pour l'agrégat de pixels et des métriques estimées pour le seul pixel contenant le site a été réalisée. Ces comparaisons sont présentées [Figure 5.17](#) et [Figure 5.18](#).

Les résultats concernant le site de VIELLE ne seront pas commentés étant donné que l'agrégat n'est constitué que du pixel contenant le site. En ce qui concerne les autres sites de peuplements adultes, on observe une bonne concordance des valeurs des métriques pour les sites du BRAY et de NEZER. D'une manière générale, on peut donc considérer que des pixels voisins constitués majoritairement de peuplements de pins adultes ont une phénologie de surface très similaire et qu'il est possible de travailler sur le seul pixel contenant le site sans trop modifier la valeur des métriques malgré les effets de la PSF.

En ce qui concerne le site de BILOS, au contraire, il existe une grande disparité entre les métriques de l'agrégat de pixels et du pixel contenant le site. Cette disparité peut s'expliquer par la différence de composition en surface de forêt en régénération, de jeunes peuplements au couvert non fermé, et de forêt au couvert fermé entre pixels voisins. De plus ces jeunes peuplements ont probablement une forte diversité dans la structure du couvert (pins et végétation concurrente) et dans la composition en espèces du sous-bois en relation avec la croissance des arbres qui est maximale dans cette classe d'âge et les travaux sylvicoles. Par conséquent, il est probable que la phénologie foliaire du LAI du sous-bois mesuré sur la placette de BILOS soit peu corrélée à celle des jeunes peuplements de son voisinage et donc non comparable à la phénologie du PVI mesuré sur un ou plusieurs pixels de 1 km² de son voisinage. Cela expliquerait les fortes discordances observées à BILOS.

Pour terminer, même si l'analyse a porté sur un faible nombre de sites (3 sur peuplements adultes et un seul sur jeunes peuplements), elle montre la **richesse potentielle de la phénologie de surface de l'indice de végétation PVI** mesuré avec le capteur VEGETATION, pour renseigner sur la phénologie foliaire de la végétation du sous-bois pendant la phase de croissance et ses spécificités associées au type de lande.

6. Vers une caractérisation de l'hétérogénéité régionale du pédoclimat dans le massif landais

L'étude des métriques phénologiques du PVI satellitaire sur les 4 sites expérimentaux représentatifs des 3 types de lande et de leurs relations avec les métriques phénologiques du LAI mesuré au sol ([chapitre 5](#)) a montré que certaines métriques satellitaires constituent des indicateurs de la phénologie du sous-bois, renseignent sur les types de végétation du sous-bois qui ont des phénologies foliaires spécifiques, et donc seraient susceptibles de discriminer le type de lande associé ou le type de propriété hydrique des sols dont dépend la composition floristique du sous-bois.

Il s'agit des métriques Dmin1-25 et tmid1r, qui marquent les dates où l'accroissement printanier du PVI est clairement acquis, et des métriques Dmax2-5 et Dmax2-10, qui indiquent le début de la décroissance du PVI à partir de l'été. Pour mémoire, ces métriques correspondent pour :

- Dmin1-25 au jour où le PVI modélisé atteint 25% de son amplitude durant la phase de croissance.
- tmid1r au jour où la courbe du PVI modélisé atteint le point d'inflexion en phase de croissance.
- Dmax2-5 au jour où le PVI modélisé atteint 95% de son amplitude durant la phase de décroissance.
- Dmax2-10 au jour où le PVI modélisé atteint 90% de son amplitude durant la phase de décroissance.

La métrique Amp5, qui n'est pas à proprement parler une métrique phénologique puisqu'elle renseigne sur l'amplitude de l'accroissement saisonnier du PVI, a aussi montré son intérêt sur ces questions.

L'objectif de ce dernier chapitre est d'évaluer si ces métriques satellitaires sont à même d'apporter une indication sur la variabilité intra régionale du pédoclimat sur l'ensemble du massif landais. Pour ce faire, la trajectoire moyenne du PVI et sa trajectoire multi annuelle sur la période 2002-2008 ont été modélisées pour chaque pixel constitué à plus de 70% de pin maritime sur l'ensemble du massif landais.

En premier lieu, les métriques calculées sur la dynamique saisonnière moyenne du PVI ont servi à tester les possibilités de discriminer et cartographier le type de lande. Pour cela l'hypothèse est faite que la contribution des variations interannuelles du climat dans l'hétérogénéité régionale de la dynamique saisonnière du PVI moyennée sur la période de 7 ans considérée est faible et que les propriétés hydriques des sols y ont peu évolué.

Ensuite la variabilité interannuelle de la répartition régionale des 4 indicateurs estimés pour chacune des 7 années a été étudiée, de façon à appréhender l'effet des variations des conditions climatiques régionales sur la période, en particulier en considérant les situations de conditions hydriques les plus contrastées (sécheresses).

Cette analyse est exploratoire. Elle est fondée principalement sur une comparaison avec les données écologiques de l'IFN, issues de ses observations au sol par échantillonnage ponctuel lors de son quatrième cycle d'inventaire forestier (1998 à 2000).

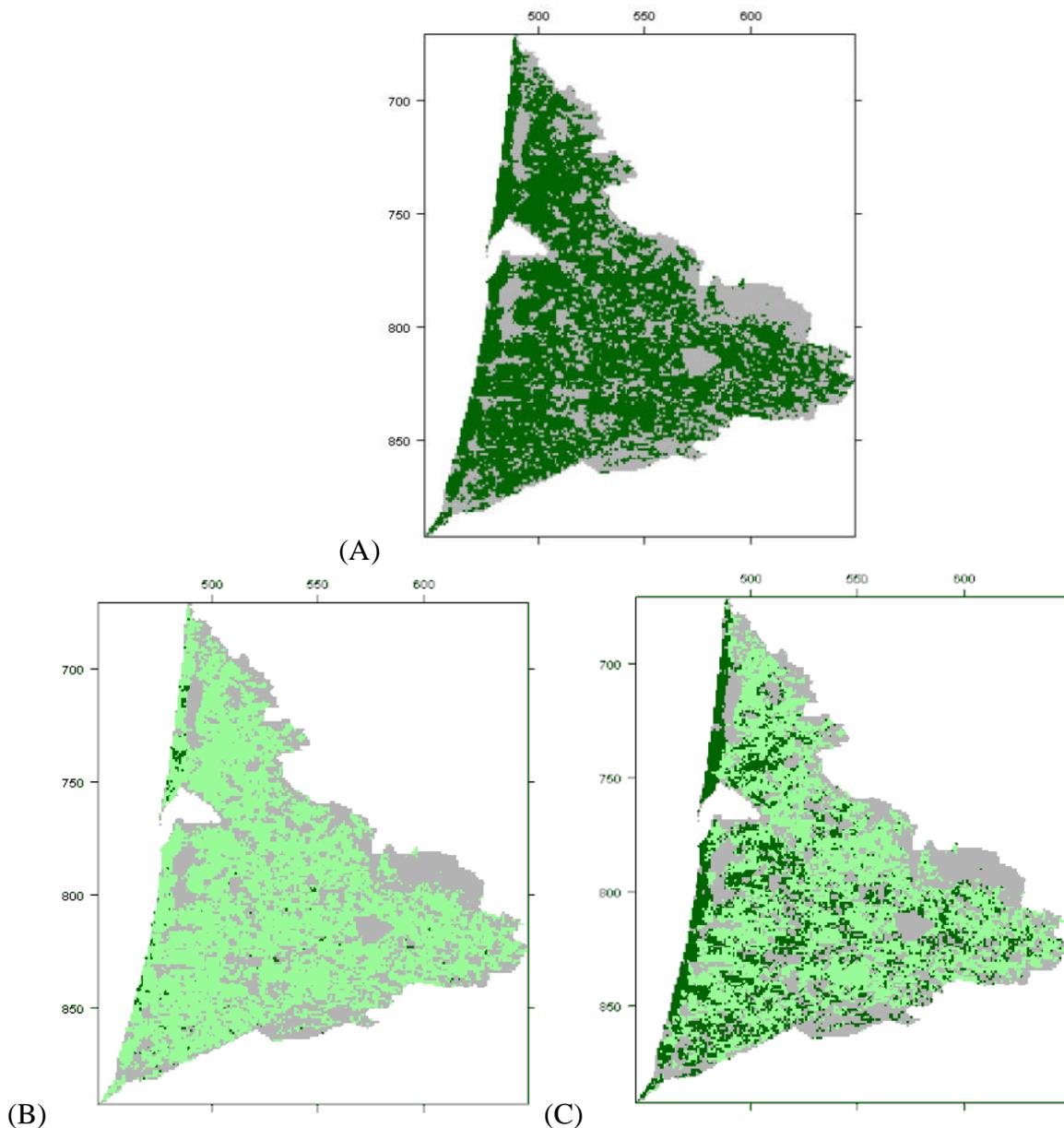


Figure 6.1 : Localisation des pixels étudiés sur le massif landais

(A) en vert foncé : pixels constitués à plus de 70% de pin maritime (n=11626), en gris : autres pixels (n=6583).

(B) en vert clair : parmi les pixels constitués à plus de 70% de pin maritime, ceux dont l'ajustement statistique du modèle de la dynamique saisonnière moyenne du PVI donné par l'équation 3.13 a été possible (n=11299), en vert foncé : pixels constitués à plus de 70% de pin maritime dont l'ajustement n'a pas été possible (n=327)

(C) en vert clair : parmi les pixels constitués à plus de 70% de pin maritime, ceux dont l'ajustement statistique du modèle de la dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI donné par l'équation 3.14 a été possible (n=7814), en vert foncé : pixels constitués à plus de 70% de pin maritime dont l'ajustement n'a pas été possible (n=3812)

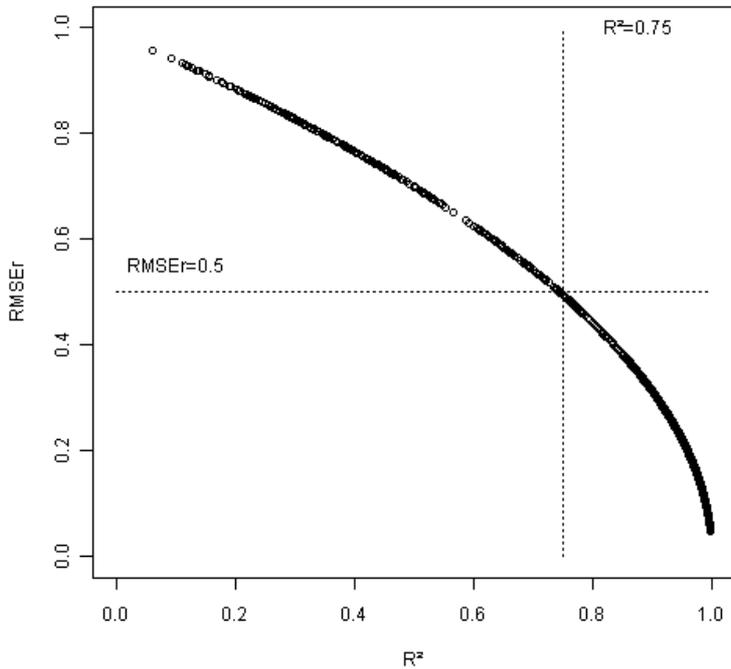


Figure 6.2 : Evaluation de la qualité de l'ajustement du modèle de la dynamique saisonnière moyenne du PVI donné par l'équation 3.13 : co-variation des paramètres statistiques R^2 et $RMSEr$ sur l'ensemble des pixels où l'ajustement a été possible. Indication de la valeur seuil de 0.5 pour $RMSEr$ et celle de R^2 correspondante (0,75).

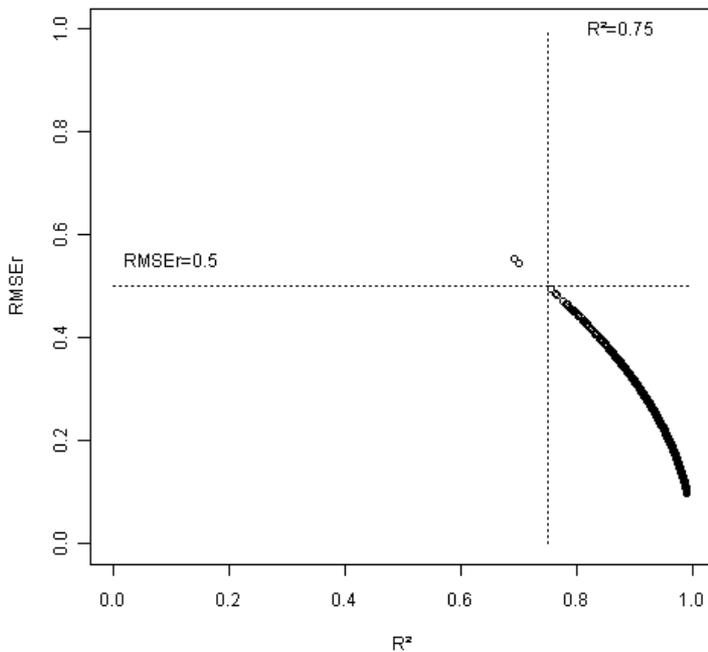


Figure 6.3 : Evaluation de la qualité de l'ajustement du modèle de la dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI donné par l'équation 3.14 : co-variation des paramètres statistiques R^2 et $RMSEr$ sur l'ensemble des pixels où l'ajustement a été possible. Indication de la valeur seuil de 0.5 pour $RMSEr$ et celle de R^2 correspondante (0,75).

6.1. Estimation des métriques satellitaires à l'échelle de la forêt landaise

6.1.1. Procédure d'estimation

A l'échelle du massif landais, même si elle est l'occupation du sol majoritaire, la forêt de pin maritime est plus ou moins fragmentée et cohabite avec les parcelles agricoles, les infrastructures et les peuplements forestiers feuillus. Aussi, seuls les pixels ayant au moins 70% de leur surface occupée par la forêt de pin maritime ont été sélectionnés. Le taux de boisement en pin maritime de chaque pixel a été estimé à partir de la base de données géographique Corine Land Cover (CLC) comme indiqué au chapitre 3 (§ 3.2.1). La Figure 6.1 (A) présente les pixels contenant au moins 70% de forêt de pin maritime sur l'ensemble du massif landais.

Pixel à pixel, la modélisation statistique de la trajectoire saisonnière moyenne et multi-annuelle du PVI a été réalisée selon les équations 3.13 et 3.14, respectivement, selon la méthode présentée dans le chapitre 3 (§3.4.1).

Pour les pixels où l'ajustement statistique a été possible, les paramètres statistiques suivants ont été calculés pour évaluer la qualité de l'ajustement :

- le coefficient de détermination, R^2 , entre les valeurs observées du PVI et celles prédites.
- la probabilité P que l'hypothèse nulle, c'est-à-dire pas de corrélation entre valeurs observées et prédites, ne soit pas rejetée (test F sur R^2).
- l'erreur quadratique moyenne, RMSE, entre les valeurs observées et les valeurs prédites.
- σ l'écart type du PVI observé entre dates pour le pixel considéré.
- l'erreur quadratique moyenne réduite, RMSEr, entre les valeurs observées et les valeurs prédites estimées telle que $RMSEr = RMSE/\sigma$.

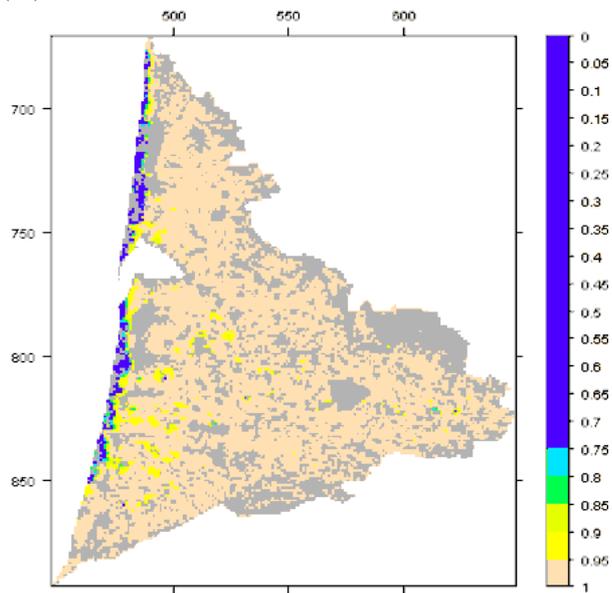
D'un point de vue algébrique R^2 et RMSEr sont équivalents, puisque $R^2=1-RMSEr^2$. Mais RMSEr est commode pour comparer l'ampleur des erreurs d'estimation du PVI par le modèle par rapport à la gamme de variation temporelle du PVI observé. Se fixer par exemple une valeur maximale de 0,5 pour RMSEr revient à dire que la RMSE représente moins de $0,5\sigma$, soit moins de 10% de l'amplitude de la variation temporelle du PVI observé sous l'hypothèse que cette dernière a une distribution gaussienne. Ce seuil de 0,5 sur RMSEr est équivalent à une proportion de variance expliquée par le modèle, c'est-à-dire R^2 , d'au moins 0,75. Comme recommandé par Moriasi et al. (2007), c'est cette valeur maximale de 0,5 qui a été prise en référence : autrement dit la qualité de la modélisation a été jugée insuffisante quand $RMSEr < 0,5$.

Les 4 métriques de phénologie du PVI ($D_{min1-25}$, t_{mid1r} , D_{max2-5} et $D_{max2-10}$) et l'amplitude ($Amp5$) n'ont alors été calculées que pour les pixels où ce critère de qualité d'ajustement est satisfait.

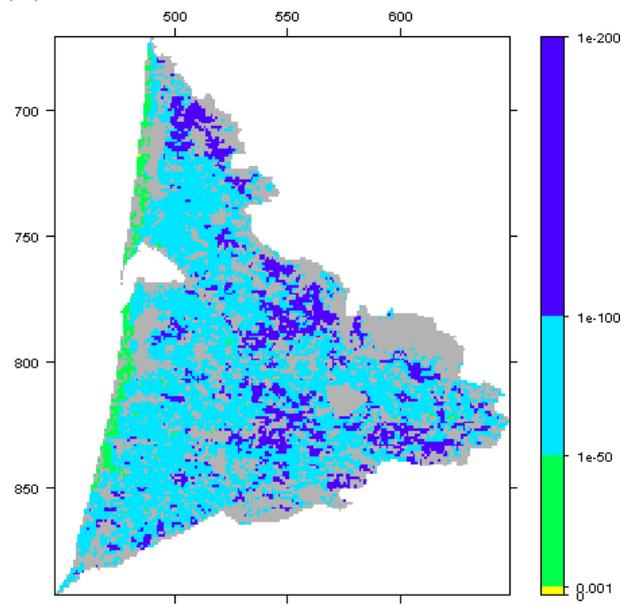
Pour les pixels où l'ajustement statistique n'a pas été possible, seul σ a été calculé.

Les Figures 6.1 (B) et (C) présentent les pixels pour lesquels l'ajustement a été possible en ce qui concerne la trajectoire saisonnière moyenne et multi-annuelle du PVI respectivement. Les Figures 6.2 et 6.3 illustrent la co-variation de RMSEr et de R^2 pour les deux types de modélisation. Le positionnement de la valeur seuil prise pour RMSEr (0,5) et celle de R^2 correspondant (0,75) y est indiqué. La modélisation de la trajectoire saisonnière moyenne a été possible sur la quasi totalité (97%) des pixels occupés à plus de 70% par le pin maritime, au contraire de la trajectoire multi-annuelle (uniquement sur 67% des pixels). Mais dans ce dernier cas, l'ajustement est toujours de qualité suffisante ($RMSEr > 0,5$).

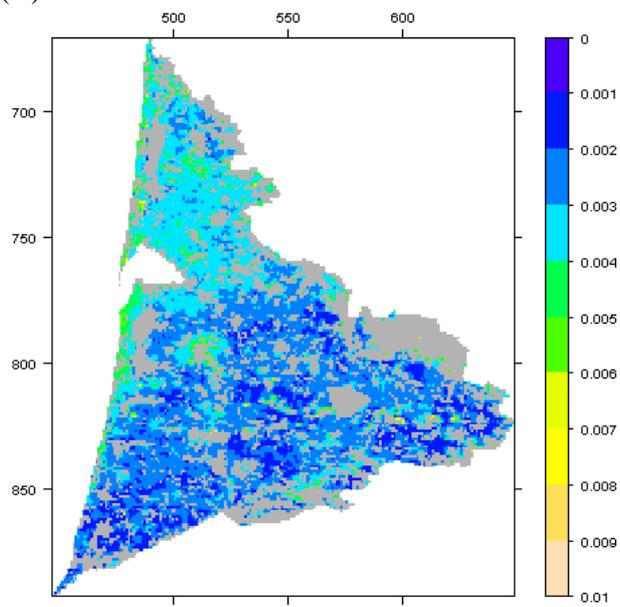
(A)



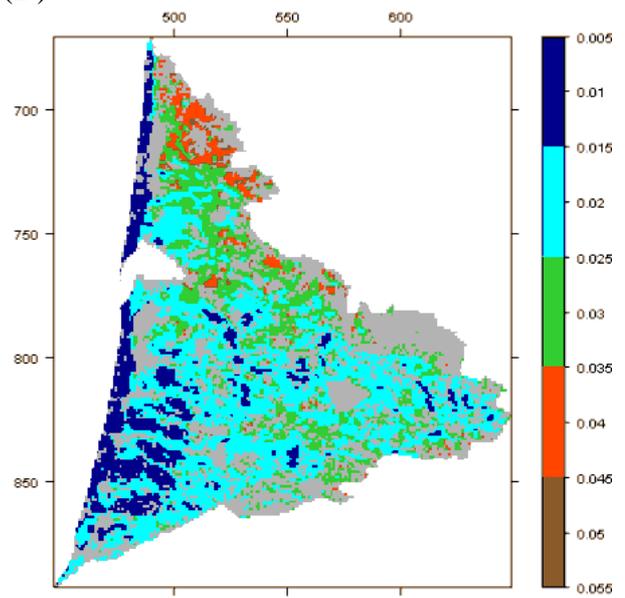
(B)



(C)



(D)



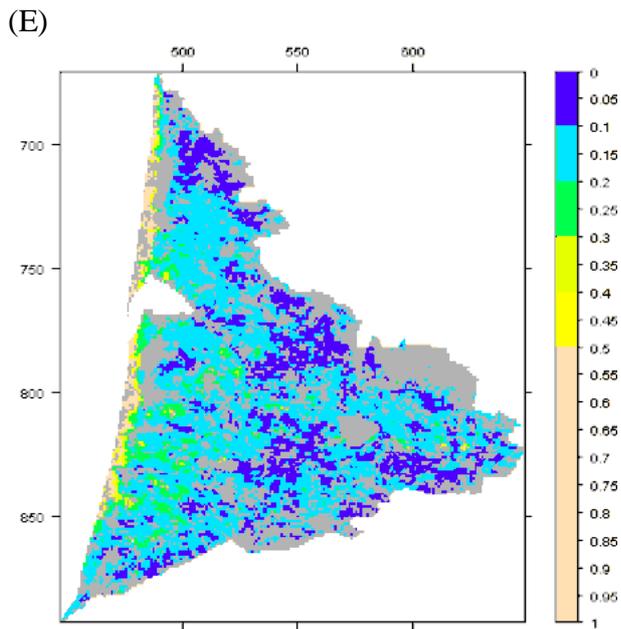


Figure 6.4 : Paramètres statistiques de l'ajustement du modèle de la dynamique saisonnière moyenne du PVI donné par l'équation 3.13 pour les pixels étudiés sur le massif landais (en gris : pin maritime <30% ou ajustement impossible).

(A) R^2 entre valeurs du PVI observées et prédites par le modèle

(B) Probabilité P que l'hypothèse nulle (absence de corrélation) ne soit pas rejetée exprimée sur une échelle logarithmique

(C) RMSE

(D) σ (pour l'ensemble des pixels contenant au moins 70% de pin maritime)

(E) RMSEr

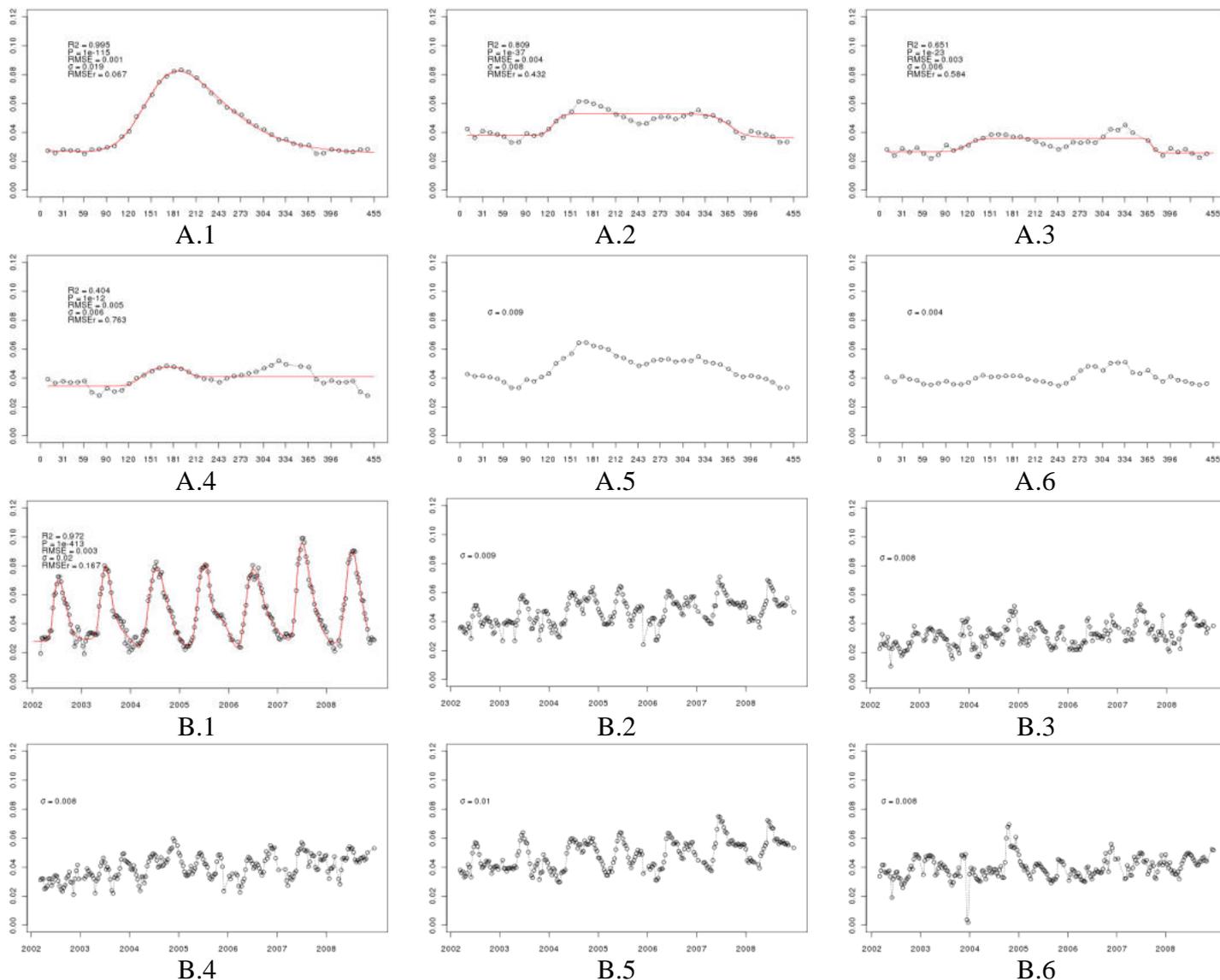


Figure 6.5 : Illustration de la qualité de la modélisation.

(A) Trajectoire moyenne du PVI observée et modélisée sur 4 pixels présentant des valeurs contrastées du coefficient de détermination R^2 de A1 à A4. En A5 et A6, cas de deux pixels où l'ajustement n'a pas été possible

(B) trajectoire multi-annuelle du PVI sur ces 6 mêmes pixels. Pour B.2 à B.6, l'ajustement n'a pas été possible

La fraction de surface en pin maritime est de 100%, sauf pour le pixel de A1 et B1 (76%).

6.1.2. Application à la dynamique saisonnière moyenne du PVI

L'ajustement du modèle, donné par l'équation 3.13, sur la trajectoire saisonnière moyenne du PVI a été possible pour 97% (n=11299) de l'ensemble des pixels constitués d'au moins 70% de pin maritime (n=11626) (Figure 6.1 (B)).

La Figure 6.4 présente la répartition régionale des valeurs des paramètres statistiques du modèle ajusté sur ces pixels. On observe, (Figure 6.4 (A)), une structuration spatiale en 2 zones distinctes du coefficient de détermination, R^2 , à l'échelle du massif landais. La première zone est constituée de la dune littorale où les valeurs de R^2 sont inférieures à 0,8. Le reste du massif landais constitue la deuxième zone où, en dehors de quelques points épars au sud ouest des Landes, le R^2 est supérieur à 0,8.

La carte de P (Figure 6.4 (B)) a été produite étant donné que le nombre de dates d'observation diffère entre pixels et donc que la valeur critique de R^2 diffère également. On y observe qu'il existe une corrélation entre les valeurs observées et prédites pour l'ensemble des pixels étudiés avec P toujours inférieur à 0,001. La structuration spatiale de P est comparable à celle de R^2 avec deux zones distinctes constituées d'une part de la dune littorale (P compris entre 10^{-50} et 0,001) et d'autre part du reste du massif landais ($P < 10^{-50}$).

Pour avoir une idée concrète de la qualité des modèles obtenus, le comportement de quatre pixels avec des valeurs de R^2 contrastées et $P < 10^{-11}$ a été pris en exemple et est illustré par les Figures 6.5 (A.1) à (A.4). Pour le pixel de la Figure 6.5 (A.1), le modèle logistique double obtenu reproduit bien la dynamique saisonnière moyenne du PVI, la variation inter-dates successives des valeurs observées est négligeable devant l'amplitude hiver/été. Le coefficient de détermination R^2 est supérieur à 0,99 et la RMSE représente moins de 10% de σ . Dans le cas du pixel présenté en Figure 6.5 (A.2), la variation saisonnière moyenne du PVI est plus faible ($\sigma=0,008$) et sa modélisation décrit plus partiellement les données (R^2 de 0,81) qui semblent combiner deux cycles et non un seul comme dans le modèle logistique double utilisé. La variation inter-dates des valeurs reste faible mais la RMSE représente près de 40% de σ . Dans l'exemple du pixel de la Figure 6.5 (A.3) où l'aspect bi-cyclique est plus marqué et σ plus faible (0,006), la qualité de l'ajustement est encore moins bonne, avec $RMSEr=0,58$. Pour le pixel présenté en Figure 6.5 (A.4), où le PVI montre clairement deux cycles dont le second forme un pic plus élevé que le premier, l'ajustement ne peut pas être considéré comme satisfaisant : la RMSE représente près de 75% de σ .

Par comparaison, les Figures 6.5 (A5) et (A6) donnent l'exemple de deux pixels où l'ajustement n'a pas été possible. Pour le pixel de la Figure 6.5 (A5), le PVI moyen a une assez forte amplitude saisonnière mais plus faible ($\sigma=0,009$) qu'en (A2), (A3) ou (A4) et ne montre pas le quasi plafonnement hivernal observable de (A1) à (A4). Dans l'exemple du pixel de la Figure 6.5 (A6) le PVI moyen montre une variation entre dates successives forte devant la variabilité totale qui est faible ($\sigma=0,004$).

Ces exemples illustrent les limites de l'ajustement du modèle logistique double sur l'année moyenne. Ils soulignent aussi qu'en cas d'une faible amplitude saisonnière du PVI l'ajustement peut échouer ou être de mauvaise qualité. Ils soulignent également l'intérêt de la statistique $RMSEr$, qui permet de gommer un effet d'échelle des valeurs du PVI contrairement à la RMSE.

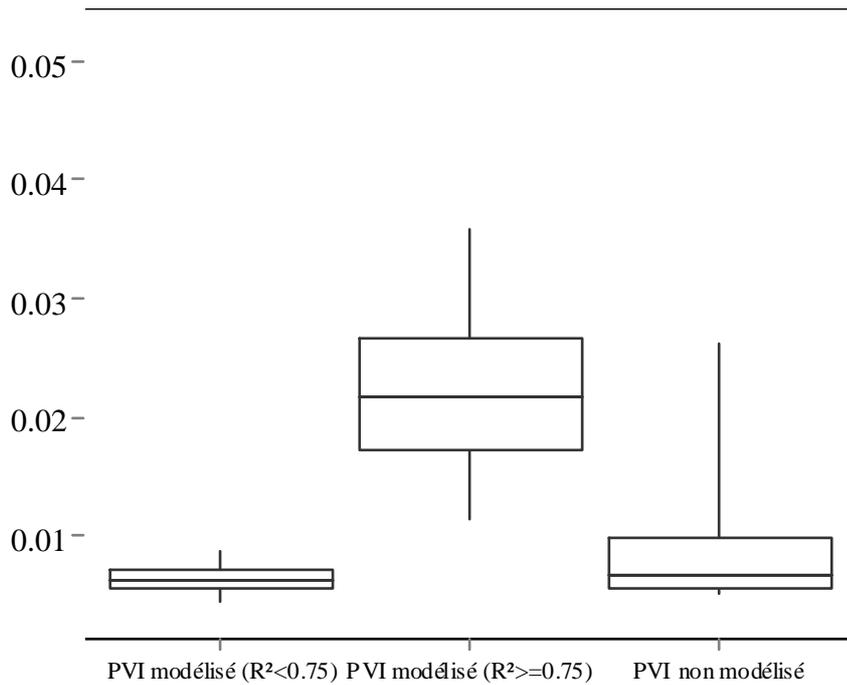
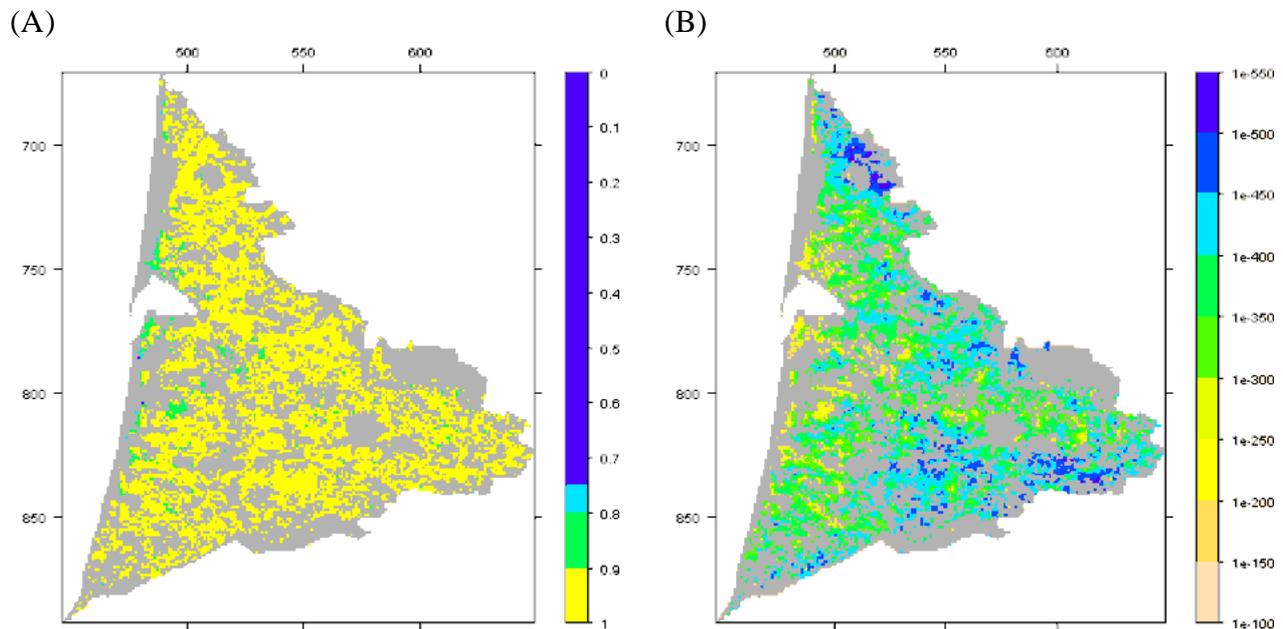


Figure 6.6 : Distribution de σ de la trajectoire saisonnière moyenne du PVI des pixels constitués à 70% de conifères selon que l'ajustement du modèle logistique double de l'équation 3.13 a été possible ($n=286$ dans le cas où $R^2 < 0,75$ et $n=11013$ sinon) ou non ($n=327$). Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.



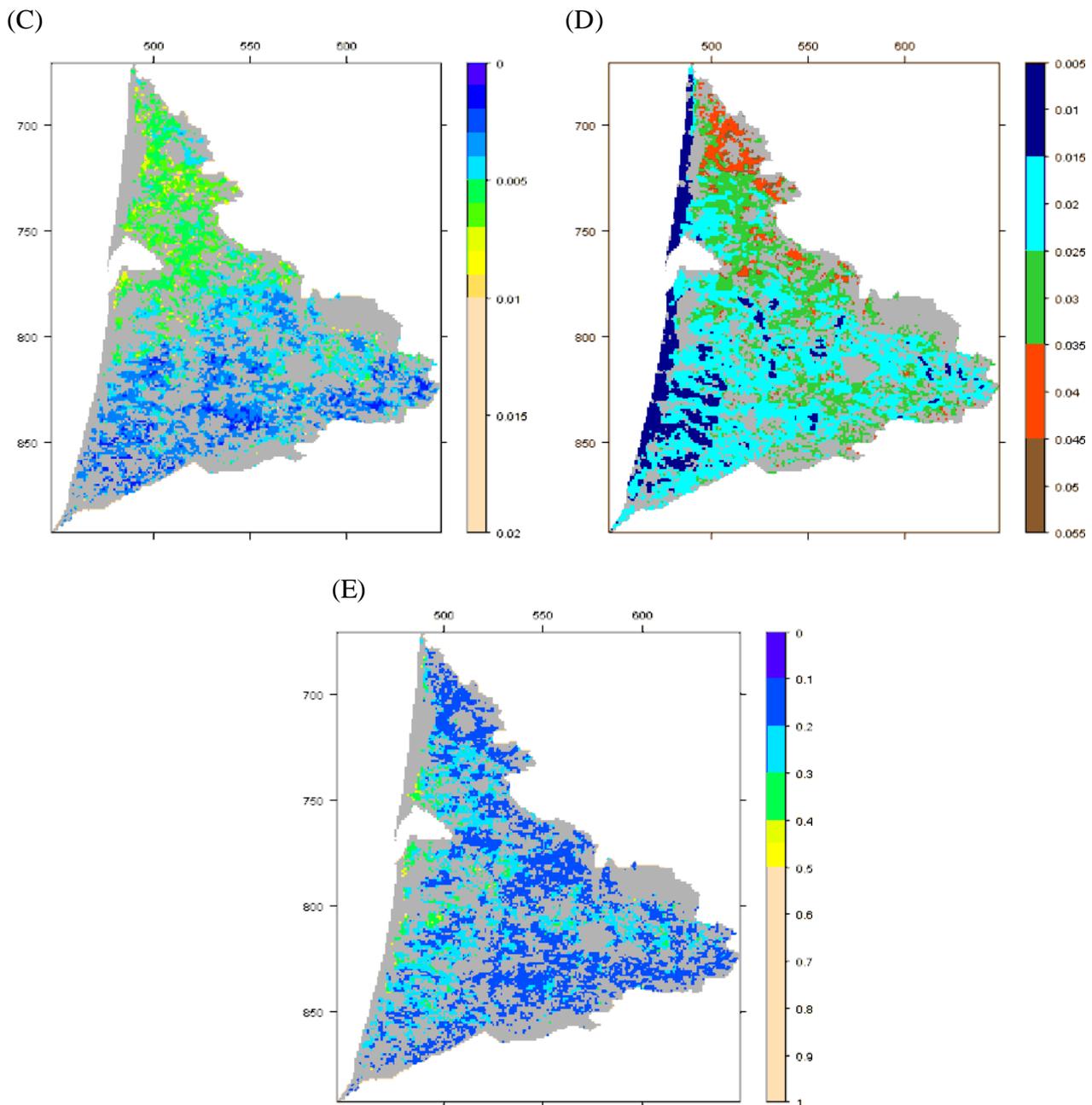


Figure 6.7 : Paramètres statistiques de l'ajustement du modèle de la dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI donné par l'équation 3.14 pour les pixels étudiés sur le massif landais (en gris : pin maritime <30% ou ajustement impossible).

(A) R^2 entre valeurs du PVI observées et prédites par le modèle

(B) Probabilité P que l'hypothèse nulle (absence de corrélation) ne soit pas rejetée exprimée selon une échelle logarithmique

(C) RMSE

(D) σ (pour l'ensemble des pixels contenant au moins 70% de pin maritime)

(E) RMSEr

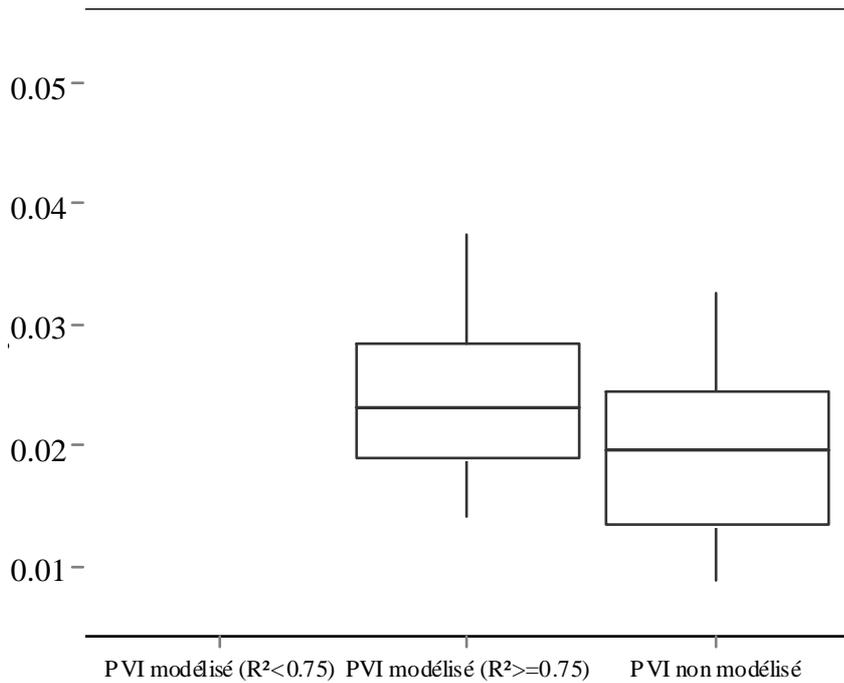


Figure 6.8 : Distribution de σ de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI des pixels constitués à 70% de conifères selon que l'ajustement du modèle logistique double de l'équation 3.14 a été possible ($n=2$ dans le cas où $R^2 < 0,75$ et $n=7812$ sinon) ou non ($n=3812$). Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

La répartition de la RMSE sur toute la région donnée en [Figure 6.4 \(C\)](#) montre un gradient Sud-Est/Nord-Ouest, qui traduit en bonne partie une hétérogénéité spatiale des valeurs du PVI. La RMSE varie de 0 à 0,01, 1,23% des pixels ayant une valeur $\geq 0,005$ (vert/jaune/rose). Ces derniers sont principalement concentrés soit au nord de Bordeaux, où σ ([Figure 6.4 \(D\)](#)) montre les plus fortes valeurs, soit sur la dune littorale où σ atteint les plus faibles valeurs.

Par contre RMSEr ([Figure 6.4 \(E\)](#)), qui, par définition, suit une structuration spatiale comparable à celle de R^2 , indique que la RMSE est toujours supérieure à $0,45\sigma$ sur la dune côtière où de plus σ est le plus faible. A l'intérieur du massif la RMSE est toujours (sauf très rares exceptions) inférieure à $0,5\sigma$. Donc si on retient comme critère de qualité $RMSEr < 0,5$ (ou $R^2 > 0,75$), la trajectoire moyenne du PVI n'est pas modélisable sur $\sim 2,5\%$ des pixels étudiés ($n=286$), qui sont en quasi totalité de la dune côtière. Si on est plus sévère : en prenant comme critère $RMSEr < 0,45$ (soit $R^2 > \sim 0,8$) ([Figure 6.4 \(E\)](#)), c'est la totalité de la dune littorale qui se trouve exclue.

Pour le 3% de pixels ($n=327$) où l'ajustement du modèle de l'équation 3.13 n'est pas possible, la trajectoire moyenne du PVI ne présente pas une claire structuration temporelle. Son amplitude saisonnière est généralement faible. Ainsi, comme le montre la [Figure 6.6](#), σ présente des valeurs plus faibles (pour la plupart $< 0,01$) que celles observées sur les pixels où l'ajustement a été possible et satisfaisant (toujours $> 0,01$). Ceci est observable sur le pixel donné en exemple en [Figure 6.5 \(A.6\)](#), qui montre des variations entre dates successives fortes comparées à un σ faible. Les cas où l'ajustement du modèle a échoué et où σ est assez élevé ($> \sim 0,01$), comme dans l'exemple de la [Figure 6.5 \(A5\)](#), sont peu fréquents.

6.1.3. Application à la dynamique multi-annuelle du PVI

L'ajustement du modèle, donné par l'équation 3.14, sur la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI a été possible pour 67% ($n=7814$) de l'ensemble des pixels constitués d'au moins 70% de pin maritime ([Figure 6.1 \(C\)](#)). La modélisation n'a pas pu être possible sur l'ensemble de la dune littorale, là où précédemment la modélisation de la trajectoire moyenne n'était pas très satisfaisante ($RMSEr > 0,5$, $R^2 > 0,75$) ou n'avait pas été possible.

Les résultats sur la qualité de l'ajustement sont indiqués dans la [Figure 6.7](#). Cette qualité est satisfaisante sur tous les pixels (sauf 2), puisque l'absence de corrélation est rejetée avec P toujours inférieur à 10^{-10} , que le R^2 entre PVI observé et PVI modélisé est toujours supérieur à 0,75 (voir aussi [Figure 6.3](#)), et que $RMSEr$ est donc toujours inférieur à 0,5. Pour la majorité des pixels, R^2 est supérieur à 0,9 et $RMSEr < 0,3$. L'hétérogénéité spatiale des paramètres statistiques de l'ajustement, R^2 , P , $RMSE$ et $RMSEr$ ([Figure 6.7](#)), est voisine de celle observée sur le même ensemble de pixels avec la modélisation de la dynamique saisonnière moyenne (cf. [Figure 6.4](#)). Par ailleurs, les $RMSE$ présentent dans les deux cas des ordres de grandeur similaires. Il en est de même pour σ , comme le montrent la confrontation de la [Figure 6.7 \(D\)](#) avec la [6.4 \(D\)](#) et celle de la [Figure 6.6](#) avec la [6.8](#). Si on se réfère à l'exemple du pixel des [Figures 6.5 \(A1\)](#) et [\(B1\)](#), cela indique que lorsque le PVI suit clairement une trajectoire annuelle du type logistique double, sa variance intra annuelle explique une majeure partie de sa variance totale sur les 7 ans.

Pour le 33% de pixels où l'ajustement du modèle de l'équation 3.14 n'est pas possible, la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI montre un écart-type σ globalement plus faible que lorsque l'ajustement est possible comme l'indique la [Figure 6.8](#). Elle ne présente pas une claire structuration temporelle si l'on se réfère aux exemples des pixels donnés en [Figure 6.5 \(B2\)](#) à [\(B6\)](#). Une franche saisonnalité monocyclique n'y apparaît pas. De plus des variations brusques et fortes entre dates successives peuvent venir brouiller le signal temporel (exemple net fin 2003 en B6 de la [Figure 6.5](#)). Malheureusement ces points aberrants n'ont pas pu être filtrés de manière automatique au préalable.

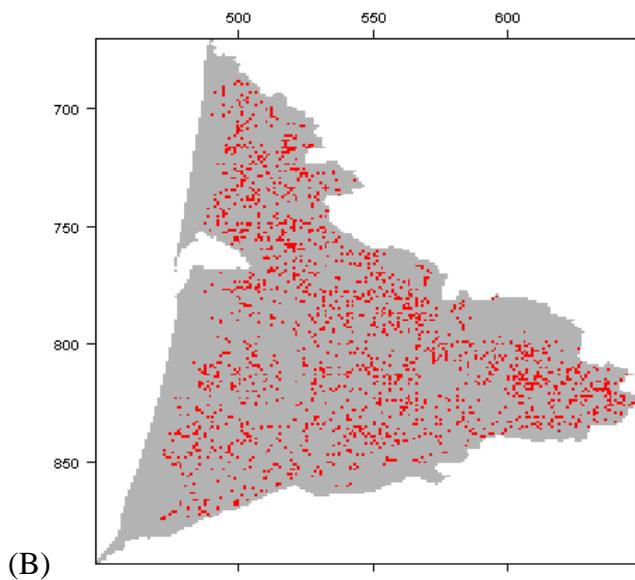
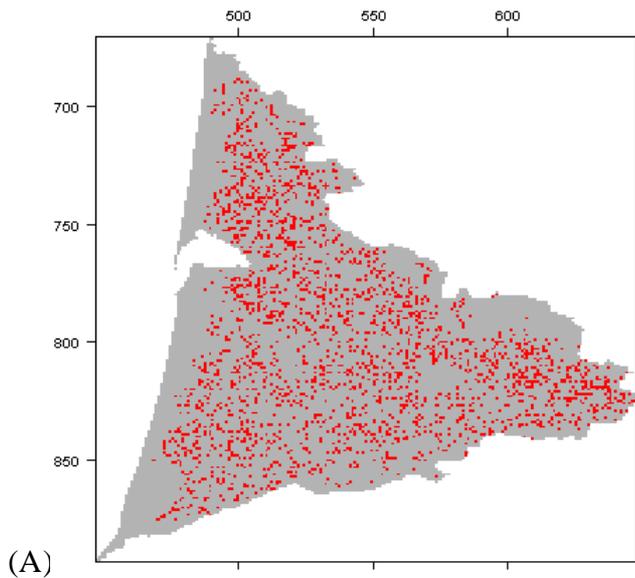
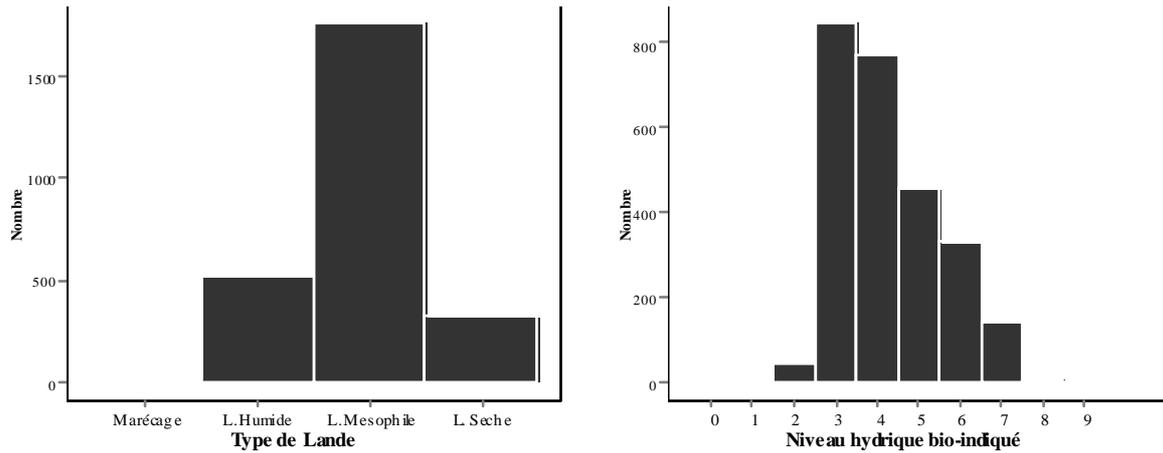


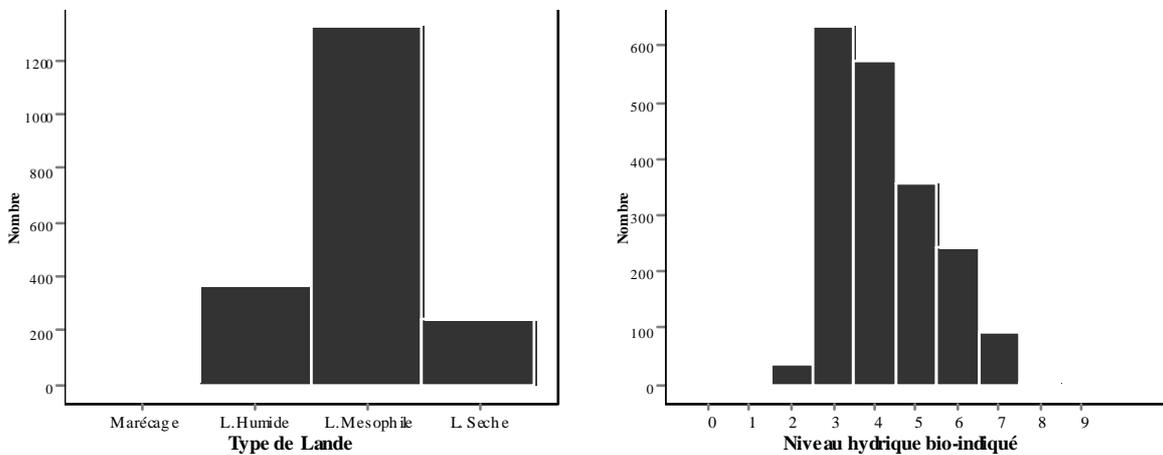
Figure 6.9 : Localisation des pixels contenant au moins un site d'observation des stations forestières du cycle 4 1998-2000 de l'IFN (rouge) sur le massif landais (gris).

(A) Parmi les pixels dont l'ajustement statistique du modèle de la dynamique saisonnière moyenne du PVI donné par l'équation 3.13 a été possible, avec $R^2 > 0,75$ soit $RMSEr < 0,5$ ($n=2601$).

(B) Parmi les pixels dont l'ajustement statistique du modèle de la dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI donné par l'équation 3.14 a été possible avec $R^2 > 0,75$ soit $RMSEr < 0,5$ ($n=1950$).



(A)



(B)

Figure 6.10 : Distribution des variables « type de lande » (à gauche) et « niveau hydrique des sols » (à droite) observées par l'IFN au cours du cycle d'inventaire 4 - 1998/2000 sur le massif landais.

(A) pour les sites d'observation IFN contenus dans les pixels dont l'ajustement statistique du modèle de la dynamique saisonnière moyenne du PVI donné par l'équation 3.13 a été possible avec $R^2 > 0,75$ soit $RMSEr < 0,5$ ($n=2601$).

(B) pour les sites d'observation IFN contenus dans les pixels dont l'ajustement statistique du modèle de la dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI donné par l'équation 3.14 a été possible avec $R^2 > 0,75$ soit $RMSEr < 0,5$ ($n=1950$).

6.2. Utilisation de l'information exogène fournie par les observations écologiques in situ de l'IFN

L'évaluation du potentiel des métriques phénologiques du PVI pour renseigner sur le pédoclimat régional a été fait sur la base des données écologiques de l'IFN recueillis sur 3 700 placettes du Plateau landais et le Bazadais lors du 4^{ème} cycle d'inventaire forestier (1998-2000) (cf. [Figure 3.14](#) pour leur répartition spatiale). En chaque placette le type de lande ainsi qu'un indice de niveau hydrique bio-indiqué codé de 0 (pôle humide) à 9 (pôle sec) ont été caractérisés par l'IFN sur la base d'observations floristiques et pédologiques. La méthodologie employée par l'IFN est détaillée au chapitre 3 (§ 3.2.2).

La [Figure 6.9](#) présente les pixels du massif landais où les métriques phénologiques du PVI ont été estimés et contenant au moins un site d'observation de l'IFN, soit sur la dynamique moyenne du PVI (en A), soit sur sa dynamique multi-annuelle (en B). Pour la trajectoire moyenne du PVI ([Figure 6.9 \(A\)](#)), on dispose de plus de pixels (n=2601) contenant au moins un site d'observation de l'IFN que pour la trajectoire multi-annuelle du PVI (n=1950) ([Figure 6.9 \(B\)](#)). Cette différence est logique étant donné que la trajectoire saisonnière moyenne du PVI peut être décrite par le modèle logistique double avec $RMSEr < 0.5$ pour 95% des pixels constitués d'au moins 70% de pin maritime, tandis que ce n'est le cas pour la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI que pour 67% des pixels. Dans les deux cas le Plateau landais est largement représenté, le Bazadais très peu en raison d'un plus faible taux de couvert forestier.

La [Figure 6.10](#) présente la distribution des sites IFN par type de lande et par valeur de l'indice du niveau hydrique dans les 2 ensembles de pixels correspondant à chaque type de trajectoire étudiée : moyenne ([Figure 6.10 \(A\)](#)) et multi-annuelle ([Figure 6.10 \(B\)](#)). La distribution relative des 2 variables est quasiment la même dans les deux cas. Le nombre de sites dans les types de lande humide, sèche ou mésophile est suffisamment grand (>200) pour y étudier la distribution des métriques phénologiques satellitaires. Sa présence étant anecdotique (n=3), la classe "marécages" ne sera pas prise en compte par la suite.

Pour l'indice de niveau hydrique, le nombre de données est lui aussi assez important (>100) dans les classes d'indice de 3 à 7. En ce qui concerne les classes 2 et 8, la quantité de données par classe risque d'être insuffisante pour conclure (<50). Par la suite, pour la confrontation avec les indicateurs phénologiques satellitaires, les classes 1, 2 seront agrégées à la 3 et la 8 à la 7. Les classes 0 et 9 ne sont pas représentées.

Les deux indicateurs écologiques ont été utilisés, car même s'ils renseignent tous les deux sur le pédoclimat en termes de conditions hydriques, ils ne sont pas équivalents. Le type de lande est aussi un indicateur plus direct du type de sol et du type de végétation dominante en sous-bois, c'est à dire du pédopaysage.

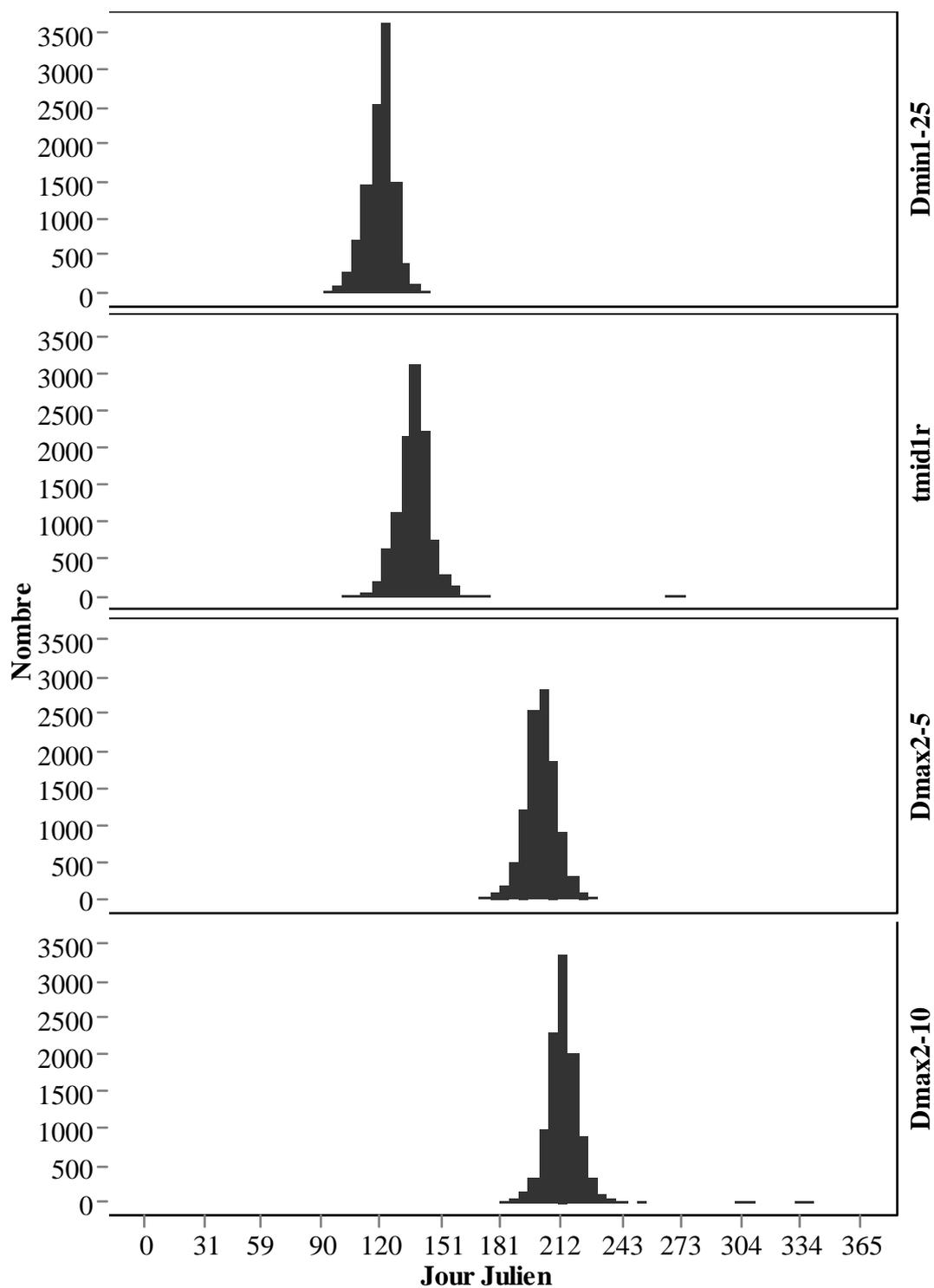


Figure 6.11 : Métriques phénologiques de la trajectoire saisonnière moyenne du PVI : Distribution statistique des valeurs des 4 indicateurs Dmin1-25, tmid1r, Dmax2-5 et Dmax2-10, par classe de 5 jours.

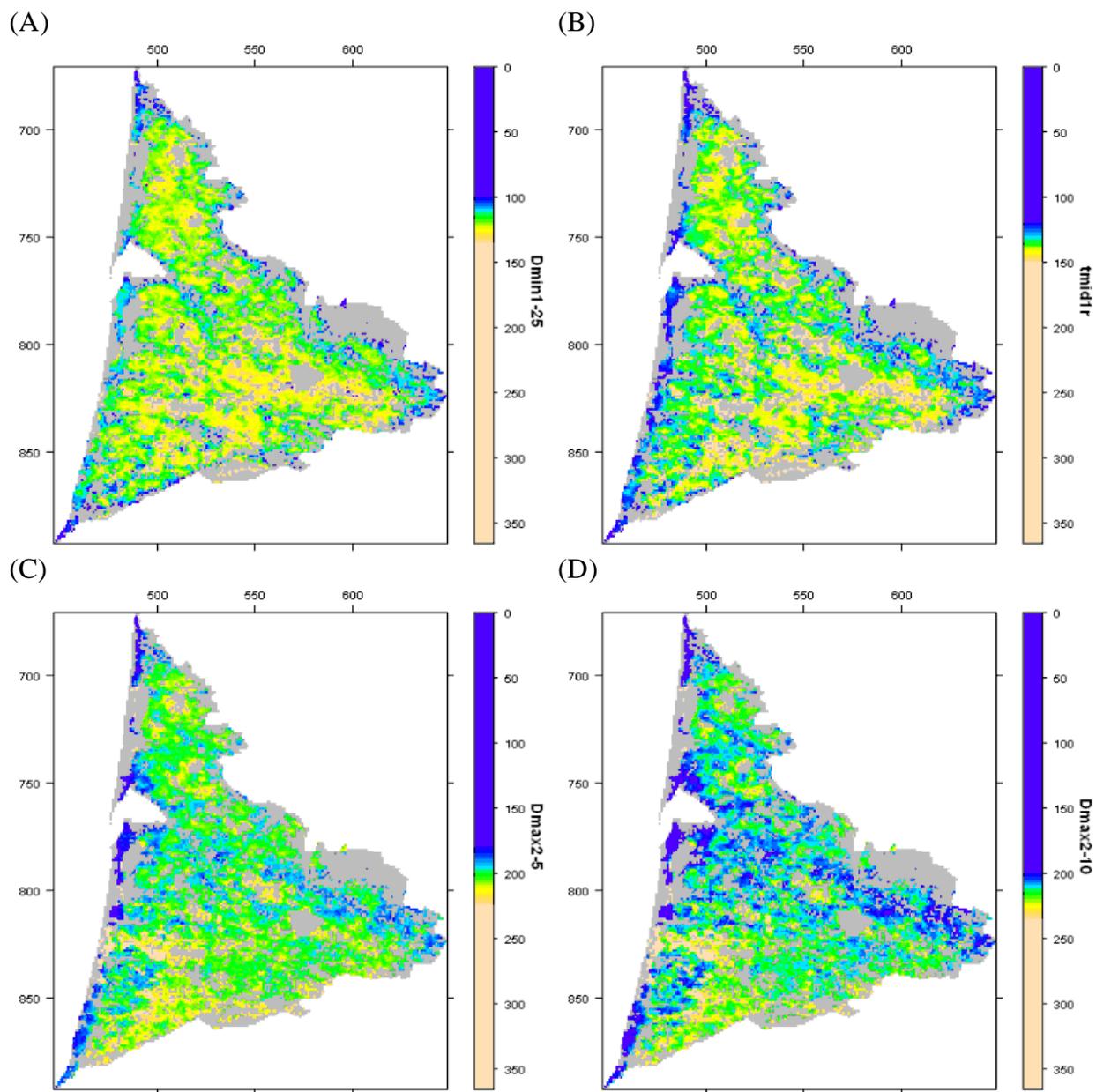


Figure 6.12 : Métriques phénologiques de la trajectoire saisonnière moyenne du PVI : Cartographie régionale des 4 indicateurs (A) Dmin1-25, (B) tmid1r, (C) Dmax2-5 et (D) Dmax2-10.

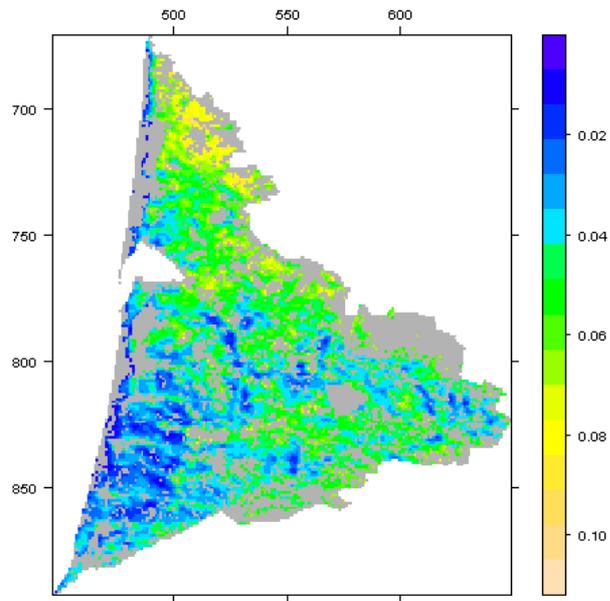


Figure 6.13 : Cartographie régionale de l'amplitude (Amp5) de la dynamique saisonnière moyenne du PVI.

6.3. Distribution régionale des métriques satellitaires de l'année moyenne

6.3.1. Cartes de la distribution régionale

La [Figure 6.11](#) représente la distribution des 4 métriques phénologiques satellitaires, par classes de 5 jours. Quel que soit l'indicateur, elle semble suivre une loi plutôt symétrique, avec une amplitude de variation comparable de l'ordre d'une trentaine de jours : jours 105 à 130 pour Dmin1-25, 120 à 150 pour tmid1r, 185 à 215 pour Dmax2-5 et 200 à 230 pour Dmax2-10. Ces gammes de variation ne sont pas incohérentes avec celles des mêmes métriques estimées sur la dynamique du LAI de sous-bois des 4 sites de référence observée in situ en 2007 et 2008 (cf. [Tableaux 4.9](#)).

La [Figure 6.12](#) présente la cartographie des 4 métriques phénologiques. La répartition spatiale des valeurs n'est, apparemment, pas aléatoire. Ainsi les phénophases printanières correspondant à Dmin1-25 et tmidr paraissent les plus précoces à proximité de la côte atlantique, en zone dunaire, et en périphérie des cours d'eau au sud du Bassin d'Arcachon, donc vraisemblablement en zone plutôt bien drainée où doit dominer la lande sèche. Le val de la Leyre et les ruisseaux débouchant dans les lacs sont assez reconnaissables si on se réfère à la carte donnée en [Figure 2.2](#). Cette précocité apparaît plus marquée pour tmid1r que pour Dmin1-25. Au contraire, pour les métriques indicatrices de la décroissance du PVI, Dmax2-5 et Dmax2-10, la structure spatiale semble plus complexe, avec des valeurs tardives (en rose) observées même à proximité du littoral.

La [Figure 6.13](#) donne la carte obtenue pour l'amplitude saisonnière du PVI (Amp5). Les valeurs les plus faibles d'Amp5 (en bleu) sont concentrées à proximité du littoral et au sud du Bassin d'Arcachon dans les zones traversées par les cours d'eau, donc dans des zones où dominant des faciès de dune ou de lande sèche. Les plus fortes sont sur le nord du massif, dans le Médoc, qui a été dévasté par la tempête de décembre 1999. Nombre de parcelles y étaient en cours de reboisement ou en attente de reboisement (voir la localisation des surfaces forestières en mutation donnée par Corine Land Cover, [Figure 3.17](#)) dans les années 2002 à 2008. Dans cette zone, Amp5 est sans doute révélateur de la forte dynamique intra-annuelle d'une végétation herbacée ou arbustive peu concurrencée par les arbres. Cet effet pourrait aussi être renforcé par un accroissement annuel du LAI des pins qui sont majoritairement jeunes non négligeable, si on se réfère au comportement saisonnier du LAI des pins observé sur le site de BILOS en 2007 (cf. [§4.1.1](#)).

Par ailleurs, la structure régionale d'Amp5 est très voisine de celle de l'écart-type du PVI (cf. [Figure 6.4 \(D\)](#)).

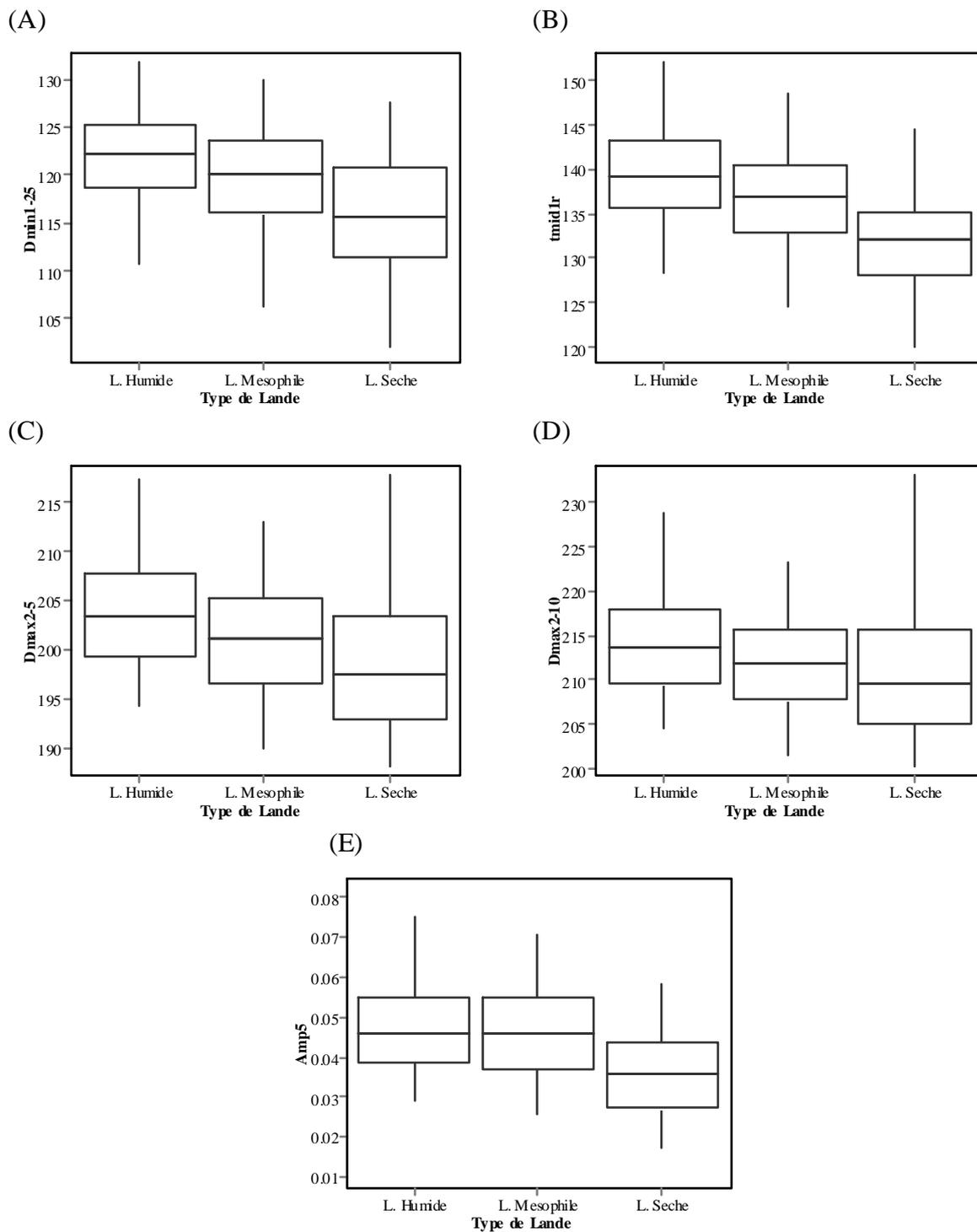


Figure 6.14 : Distribution des métriques phénologiques et de l'amplitude de la trajectoire saisonnière moyenne du PVI sur les placettes IFN en fonction du type de lande. Les Boxplots représentent les quartiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

- (A) $D_{min1-25}$
- (B) t_{mid1r}
- (C) D_{max2-5}
- (D) $D_{max2-10}$
- (E) $Amp5$

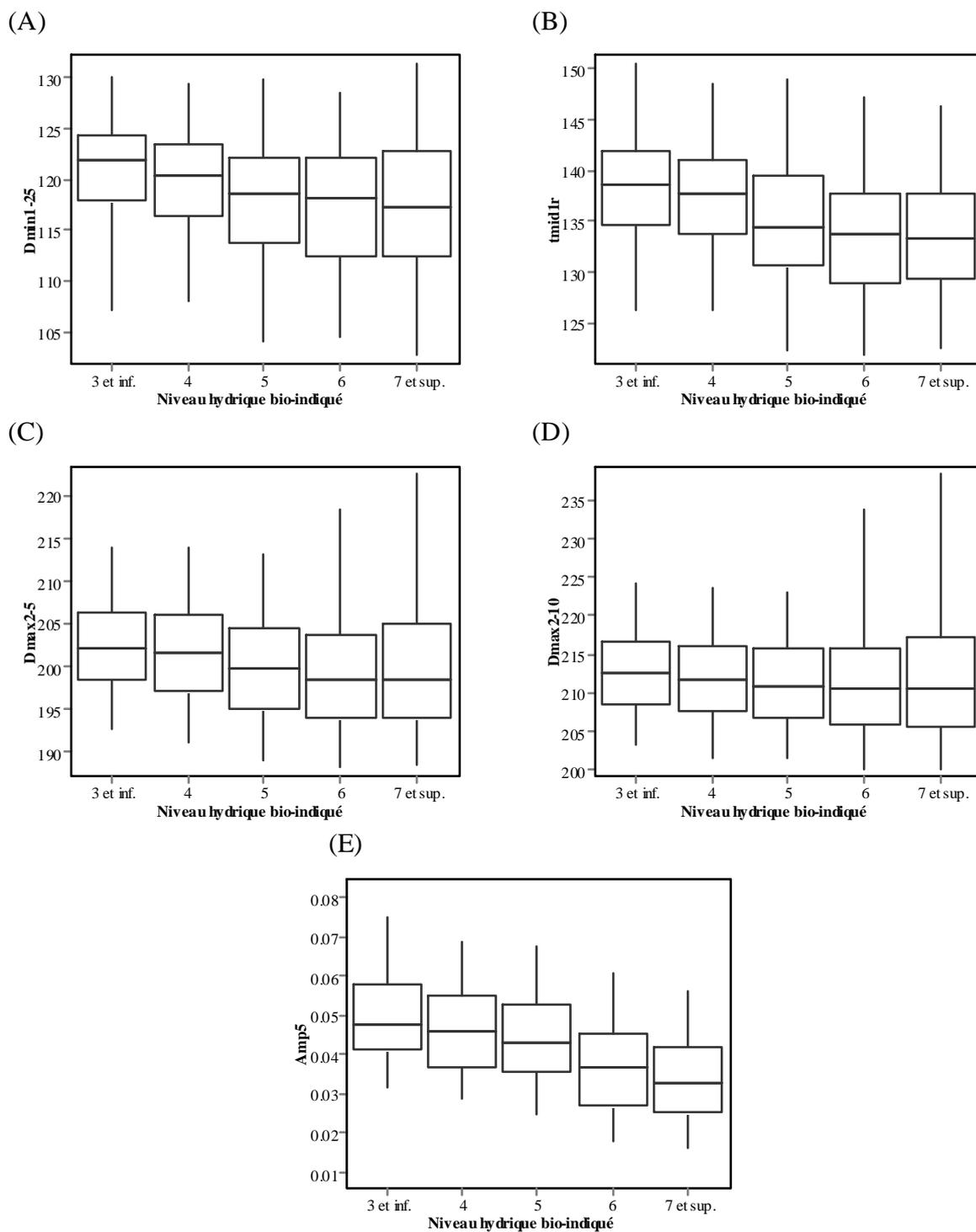


Figure 6.15 : Distribution des métriques phénologiques et de l'amplitude de la trajectoire saisonnière moyenne du PVI sur les placettes IFN en fonction de l'indice de niveau hydrique bioindiqué. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

- (A) Dmin1-25
- (B) tmid1r
- (C) Dmax2-5
- (D) Dmax2-10
- (E) Amp5

		Variation	degré de liberté	somme des carrés des écarts	moyenne des carrés des écarts	F-value	P(>F-value)	
Dmin1-25	Type de Lande	Entre types	2	6371	3185.3	46.834	<0.0001	****
		Entre sites	2585	175812	68			
Dmin1-25	Niveau hydrique	Entre niveaux	4	4475	1118.76	16.229	<0.0001	****
		Entre sites	2595	178889	68.94			
tmid1r	Type de Lande	Entre types	2	10909	5454.4	101.08	<0.0001	****
		Entre sites	2585	139488	54			
tmid1r	Niveau hydrique	Entre niveaux	4	8856	2213.95	40.264	<0.0001	****
		Entre sites	2595	142687	54.99			
Dmax2-5	Type de Lande	Entre types	2	3041	1520.54	13.781	<0.0001	****
		Entre sites	2585	285214	110.33			
Dmax2-5	Niveau hydrique	Entre niveaux	4	1025	256.3	2.3126	0.05543	*
		Entre sites	2595	287600	110.83			
Dmax2-10	Type de Lande	Entre types	2	1815	907.48	7.2447	0.0007285	****
		Entre sites	2585	323797	125.26			
Dmax2-10	Niveau hydrique	Entre niveaux	4	2003	500.81	4.0127	0.003009	***
		Entre sites	2595	323866	124.8			
Amp5	Type de Lande	Entre types	2	0.03076	0.0153822	85.682	<0.0001	****
		Entre sites	2585	0.46408	0.0001795			
Amp5	Niveau hydrique	Entre niveaux	4	0.06204	0.0155104	92.573	<0.0001	****
		Entre sites	2595	0.43479	0.0001675			

Tableau 6.1 : Analyse de variance à 1 facteur (ANOVA) testant l'effet type de lande ou niveau hydrique bio-indiqué sur la variabilité des métriques phénologiques issues de la trajectoire moyenne du PVI appliquée aux sites IFN.

Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P :*= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

6.3.2. Comparaison avec les indicateurs écologiques in situ de l'IFN

Afin d'aller plus loin dans l'interprétation de l'hétérogénéité des métriques de la dynamique moyenne du PVI à l'échelle du massif, on a comparé la distribution de leurs valeurs sur les pixels contenant les sites IFN entre types de lande et entre classes de niveau hydrique bio-indiqué. La comparaison des cinq métriques, leur distribution en fonction du type de lande et celles en fonction du niveau hydrique bio-indiqué sont données respectivement en [Figure 6.14](#) et en [Figure 6.15](#). Le [Tableau 6.1](#) récapitule les analyses de variance correspondantes.

Les cinq métriques montrent toutes globalement une tendance à la baisse de leurs valeurs quand on passe des stations les plus humides aux plus sèches, aussi bien avec l'un qu'avec l'autre indicateur écologique IFN. Les analyses de variance montrent un effet significatif du type de lande et du niveau hydrique bio-indiqué avec un niveau de probabilité <0.0001 sur toutes les métriques, sauf pour celles liées à la sénescence/décroissance D_{max2-5} et $D_{max2-10}$. Pour ces deux métriques, on peut voir que leur distribution sur les sites en lande sèche recouvre celles en lande humide ou en lande mésophile ([Figure 6.14](#)). Il en est de même pour les sites avec un niveau hydrique bio-indiqué supérieur à 5 par rapport aux autres ([Figure 6.15](#)). Donc les cartographies de D_{max2-5} et $D_{max2-10}$ ([Figures 6.12 \(C\)](#) et [\(D\)](#)) ne renseignent probablement pas nettement sur la répartition régionale des propriétés hydriques des sols et des types de végétation en sous-bois.

Par contre, on peut considérer que la structure régionale des métriques datant de la reprise de croissance du PVI au printemps, $D_{min1-25}$ et $tmid1r$, a du sens en terme de type de lande ou de niveau hydrique potentiel des sols. C'est sans doute encore plus clair avec $tmid1r$ qui montre les plus fortes valeurs de la statistique F ($F=101,08$ pour l'effet type de lande et $F=40,26$ pour l'effet niveau hydrique). Le [Figure 6.14 \(B\)](#) montre que les sites IFN en situation de lande sèche se trouvent majoritairement dans des pixels dont la date $tmid1r$ est la plus précoce. La différenciation est moins nette entre sites à lande humide et sites à lande mésophile. $tmid1r$ aide donc bien à mettre en évidence les zones à lande sèche autour des cours d'eau comme supposé précédemment.

L'amplitude saisonnière du PVI moyenné a un comportement plus tranché vis-à-vis du type de lande. $Amp5$ a en effet des distributions similaires en lande mésophile et en lande humide ([Figure 6.14 \(E\)](#)), qui se démarquent fortement de celle en lande sèche, décalée vers des plus faibles valeurs. On a un peu le même type d'opposition entre sites à indice de niveau hydrique <6 et ≥ 6 ([Figure 6.15 \(E\)](#)). Cela pourrait traduire l'opposition dans l'amplitude saisonnière du LAI entre sous-bois à feuillage annuel, plus fréquent en lande humide ou mésophile, et sous-bois à feuillage persistant, plus fréquent en lande sèche en raison de l'abondance en callune, comme observé sur les 4 sites expérimentaux (cf. [§4.2.3.1](#)).

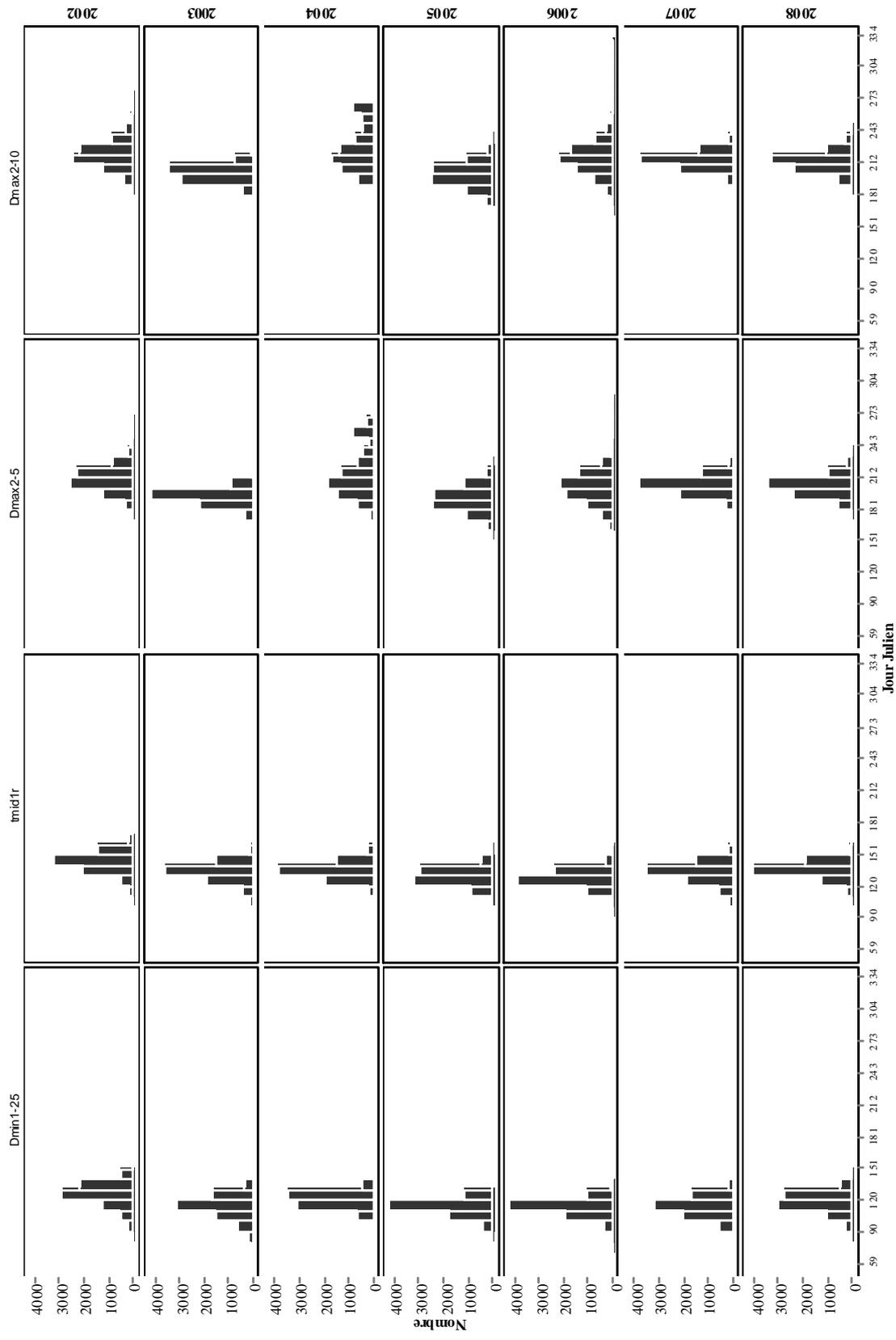


Figure 6.16 : Métriques phénologiques de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI de 2002 à 2008 : Distribution statistique des valeurs des 4 indicateurs Dmin1-25, tmid1r, Dmax2-5 et Dmax2

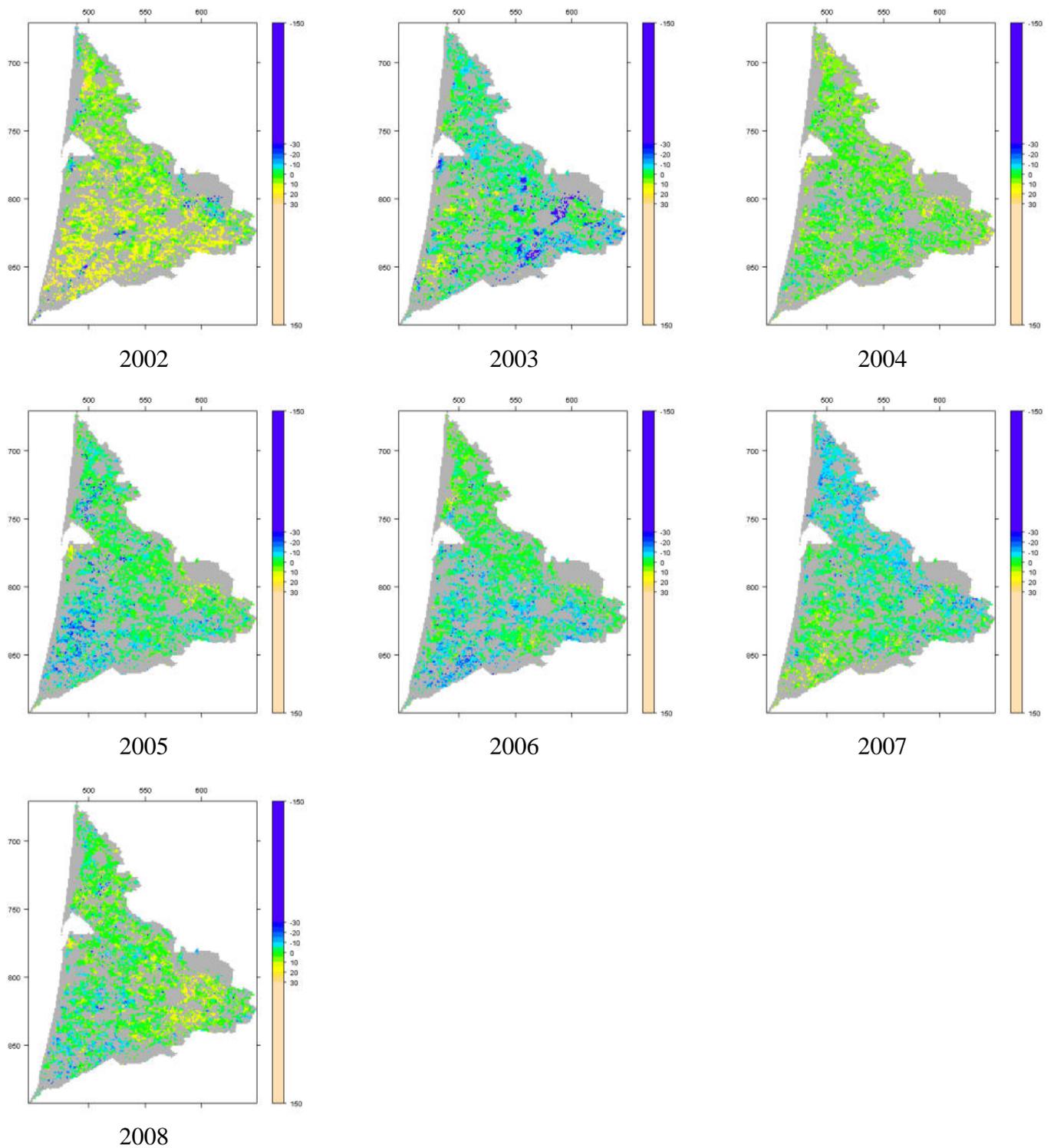


Figure 6.17 : Métriques phénologiques de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI : Cartographie régionale de l'écart à la moyenne de Dmin1-25 de 2002 à 2008.

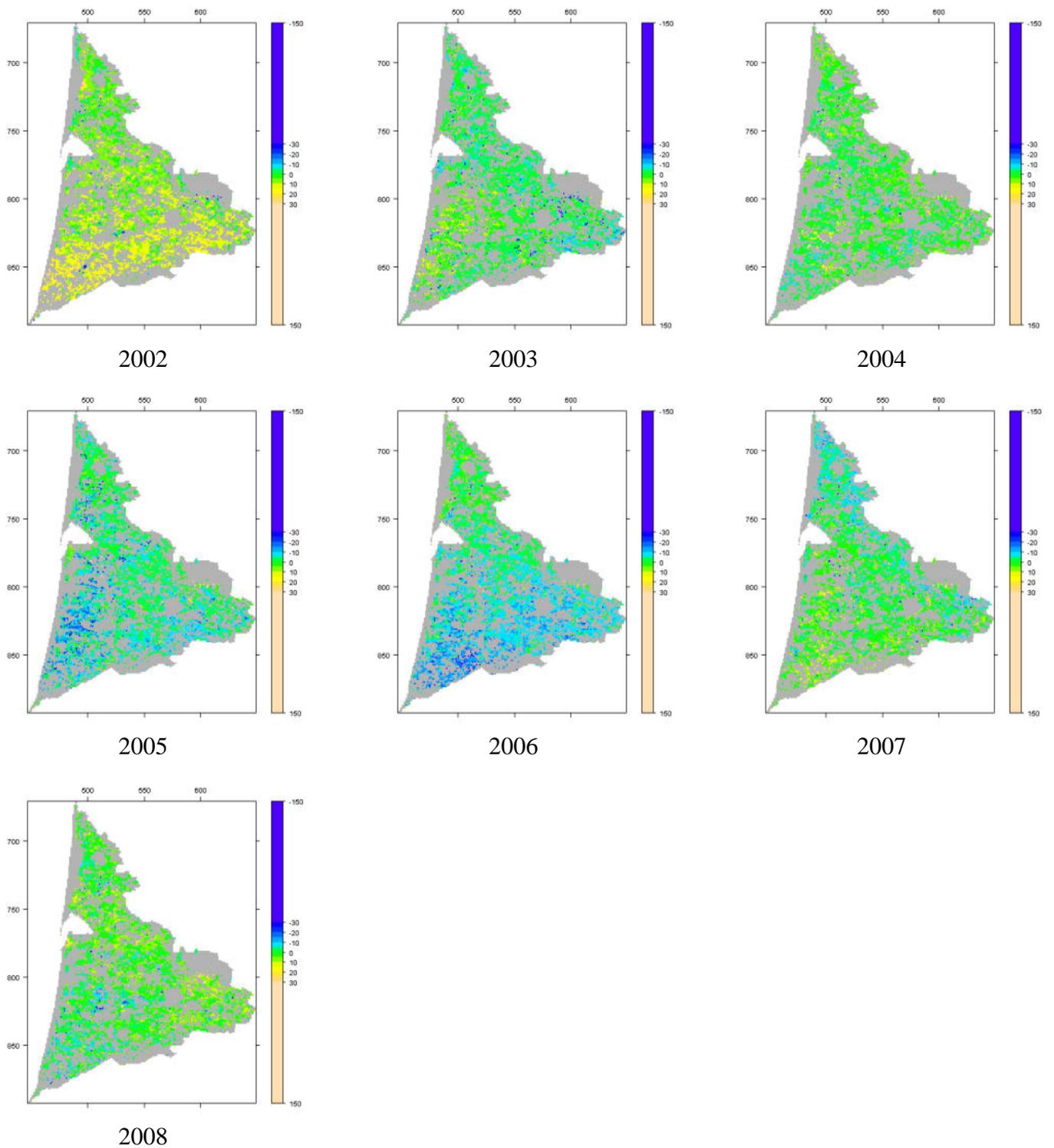


Figure 6.18 : Métriques phénologiques de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI : Cartographie régionale de l'écart à la moyenne de t_{mid1r} .

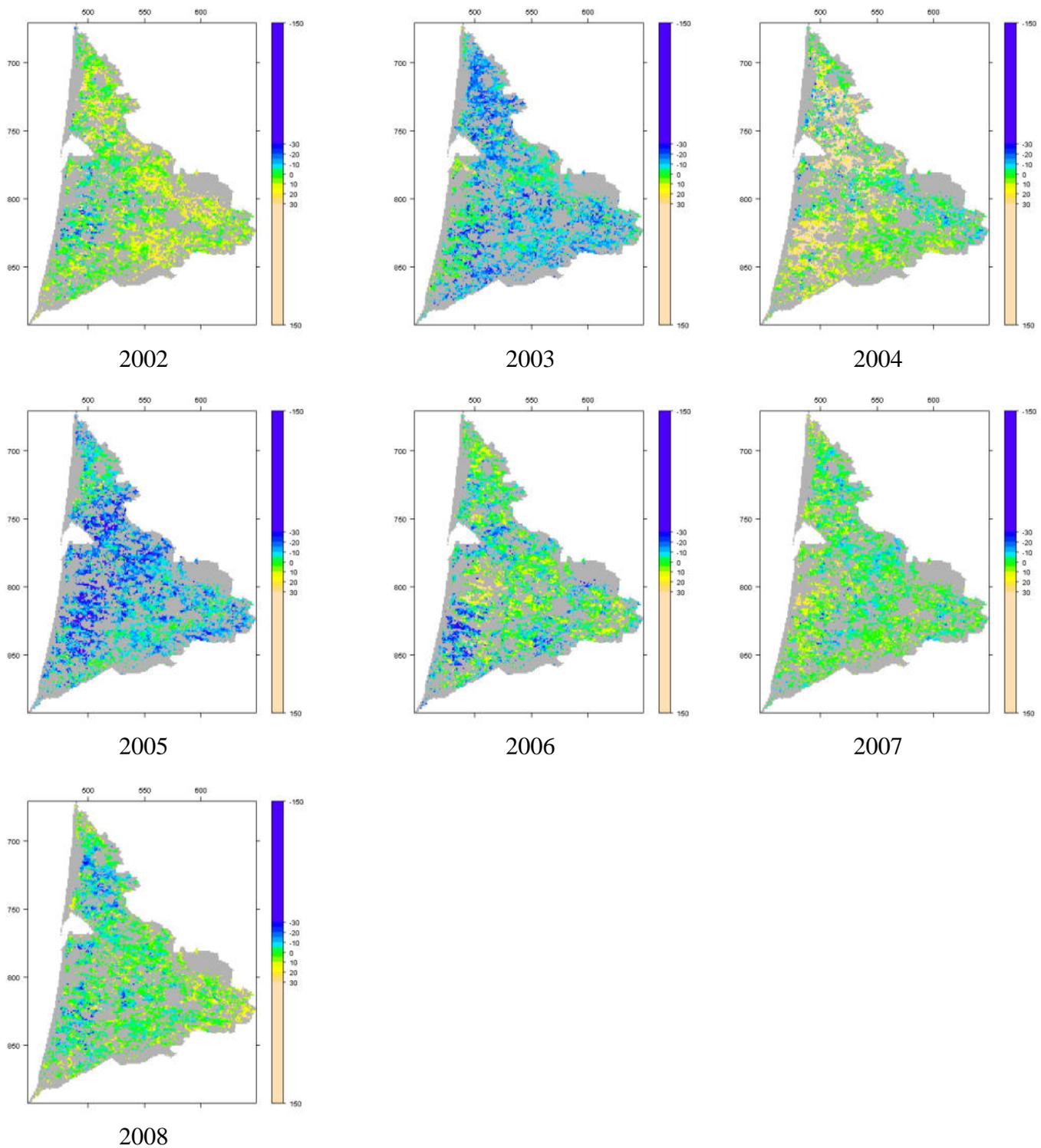


Figure 6.19 : Métriques phénologiques de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI : Cartographie régionale de l'écart à la moyenne de Dmax2-5.

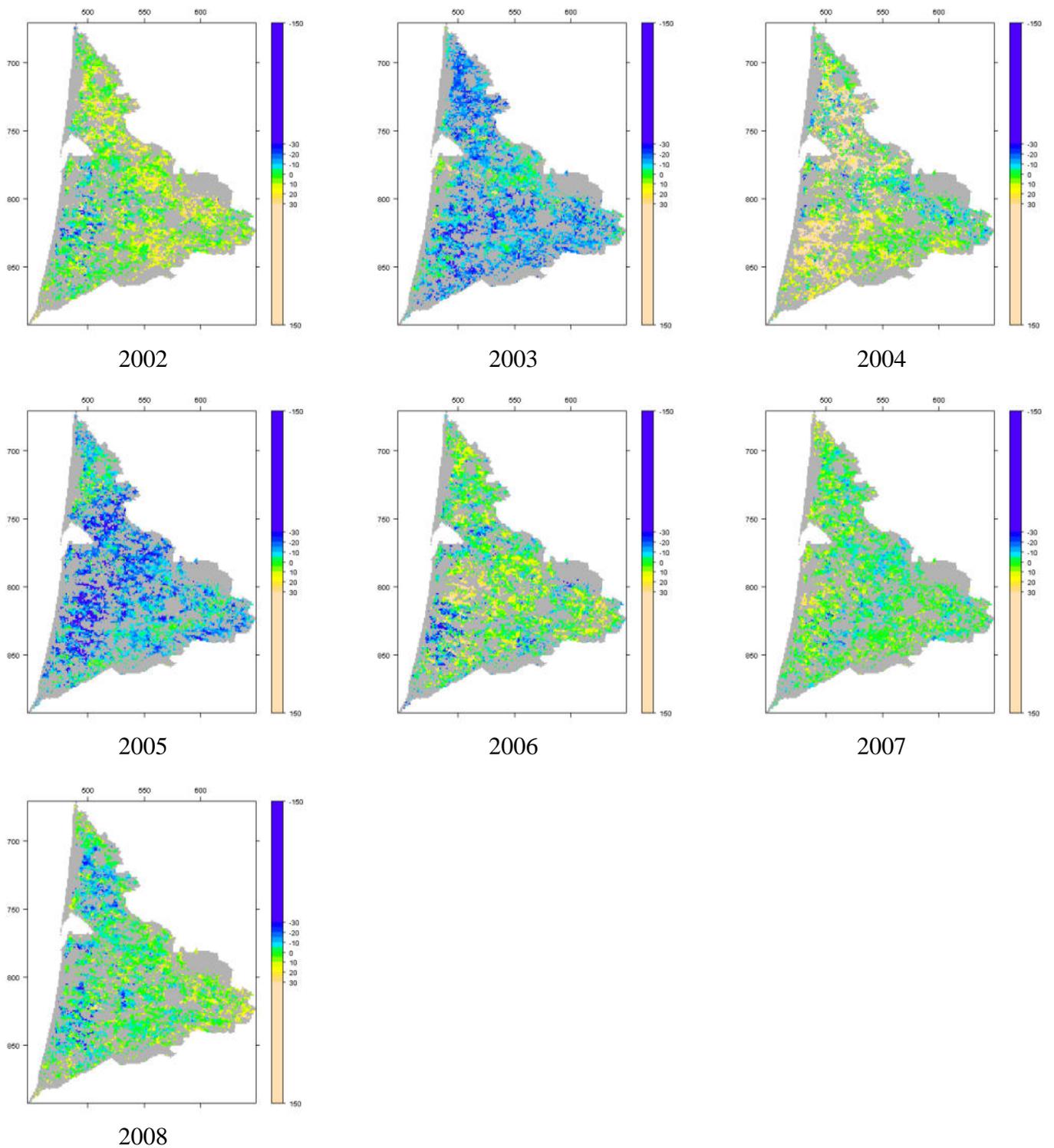


Figure 6.20 : Métriques phénologiques de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI : Cartographie régionale de l'écart à la moyenne de $D_{max2-10}$.

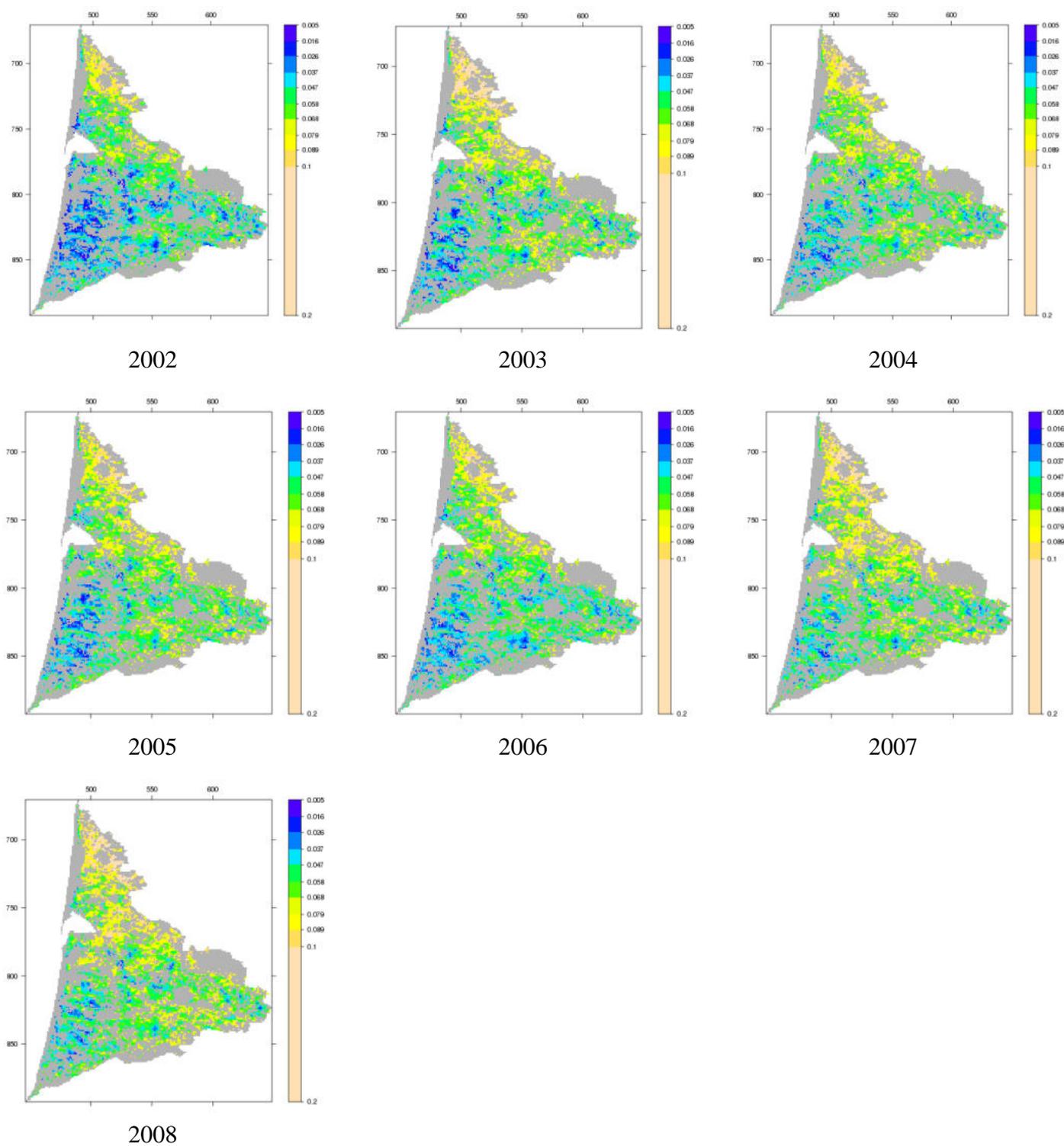


Figure 6.21 : Métriques phénologiques de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI : Cartographie régionale des amplitudes (Amp5).

6.4. Distribution régionale des métriques annuelles des années 2002 à 2008

6.4.1. Cartes de la distribution régionale

La [Figure 6.16](#) représente la distribution des 4 métriques phénologiques satellitaires estimées de 2002 à 2008. Leurs gammes de variation sont globalement assez comparables à celles observées pour l'année moyenne (cf. [Figure 6.11](#)), sauf pour Dmax2-5 et Dmax2-10 de 2004, dont la distribution est bimodale et plus étendue. Cependant, on observe des glissements des valeurs d'une année à l'autre avec des différences dans leur étendue. Par exemple, Dmax2-5 a une valeur maximale en 2003 et 2005 toujours inférieure à celle des autres années. Également, la montée du PVI au printemps est beaucoup plus tardive (Dmin1-25 et tmid1r plus élevés) en 2002 que pour les autres années. Ceci résulte peut-être de l'effet de bordure de la modélisation multi-annuelle accentué par l'absence de données VEGETATION en début d'année 2002, évoqué au chapitre 5 (cf. §5.2.2 et §5.3.2). Les variations interannuelles de la distribution des 2 métriques de la phase de croissance du PVI, Dmin1-25 et tmid1r, sont assez similaires. Il en est de même pour celles de la phase de décroissance, Dmax2-5 et Dmax-10.

Cette variabilité interannuelle est bien perceptible sur les cartes données dans les [Figures 6.17 à 6.20](#), où chaque métrique est exprimée en écart (nombre de jours) à sa moyenne par pixel sur les 7 années. Ce type de calcul est intéressant pour mettre en évidence des anomalies par rapport au comportement moyen du pixel. D'un point de vue spatial, les 2 indicateurs Tmin1-25 et tmid1r ont aussi des comportements assez similaires, il en est de même pour Dmax2-5 et 10.

La répartition spatiale de l'écart des métriques du PVI à leurs valeurs moyennes ([Figures 6.17 à 6.20](#)) montre une claire variabilité au cours des ans. Elle est très structurée avec de grandes plages de valeurs voisines quelle que soit l'année. Cependant aucune structure biogéographique régionale connue n'est identifiable à l'œil. Tout de même, pour les années 2003 et 2005, années de sécheresse estivale extrême, les métriques datant le début de la décroissance du PVI en été (Dmax2-10 et Dmax2-5) montrent sur la majeure partie du massif landais un fort écart négatif à leur moyenne sur les 7 ans. Autrement dit en ces pixels la décroissance estivale du PVI est bien plus précoce en 2003 et 2005 : jusqu'à 30 jours d'avance par rapport à la moyenne. Cela visualise bien l'intérêt de ces deux métriques pour caractériser des sécheresses d'été extrêmes, déjà évoqué au chapitre 5. De plus, l'année 2004 est la seule où l'on a à la fois des forts écarts négatifs et des forts écarts positifs pour ces deux mêmes métriques, ce qui est cohérent avec leurs distributions bimodales observées en [Figure 6.16](#). Les forts écarts positifs sont localisés plutôt à l'ouest.

La [Figure 6.21](#) donne la variation interannuelle de la carte de l'amplitude printanière (Amp5) du PVI. Globalement la structure régionale de la métrique est assez stationnaire, alors que ce n'était pas vrai pour les autres métriques. Elle ressemble beaucoup à celle calculée sur la dynamique du PVI moyennée sur les 7 années (cf. [Figure 6.13](#)). On retrouve l'opposition entre Nord et Sud. On n'y voit pas aussi nettement les plus faibles valeurs d'amplitude en périphérie des cours d'eau où figurent les faciès de lande sèche. Ceci est peut-être imputable à la forte fragmentation du territoire couvert par la métrique, en raison de l'abondance de pixels où la modélisation logistique double multi-annuelle n'était pas applicable et donc où Amp5 était non calculable.

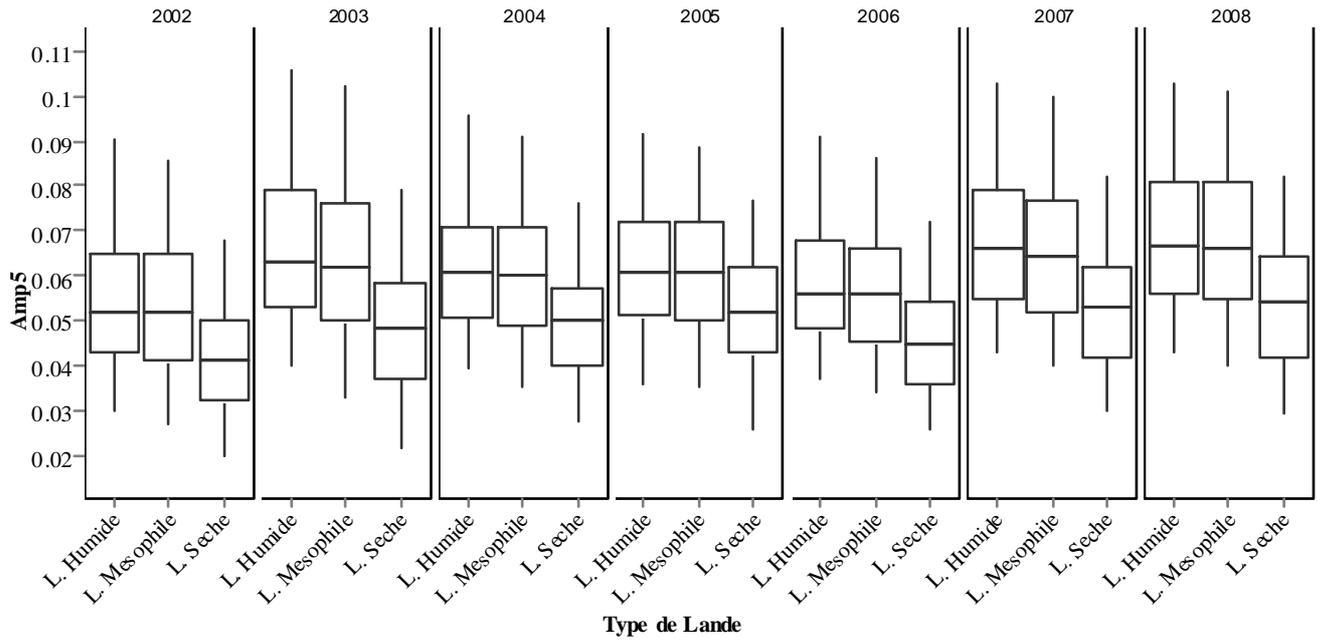


Figure 6.22 : Distribution de la métrique Amp5 de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI sur les placettes IFN en fonction du type de lande. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

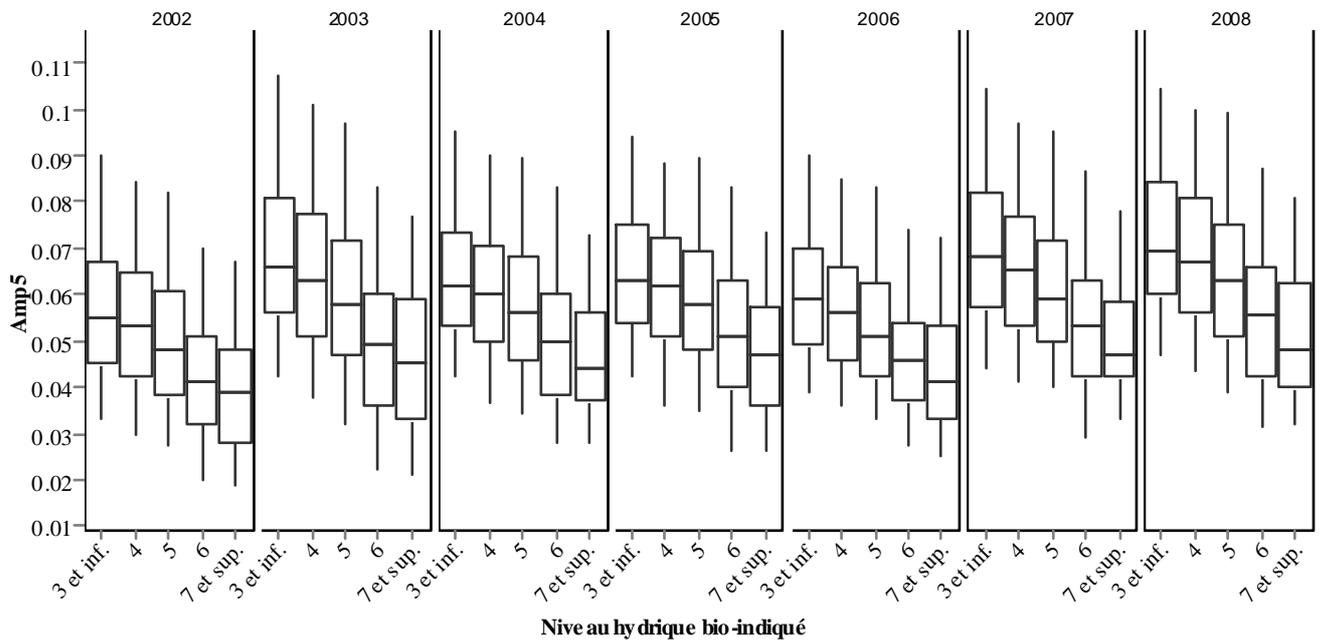


Figure 6.23 : Distribution de la métrique Amp5 de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI sur les placettes IFN en fonction de l'indice de niveau hydrique bio-indiqué. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

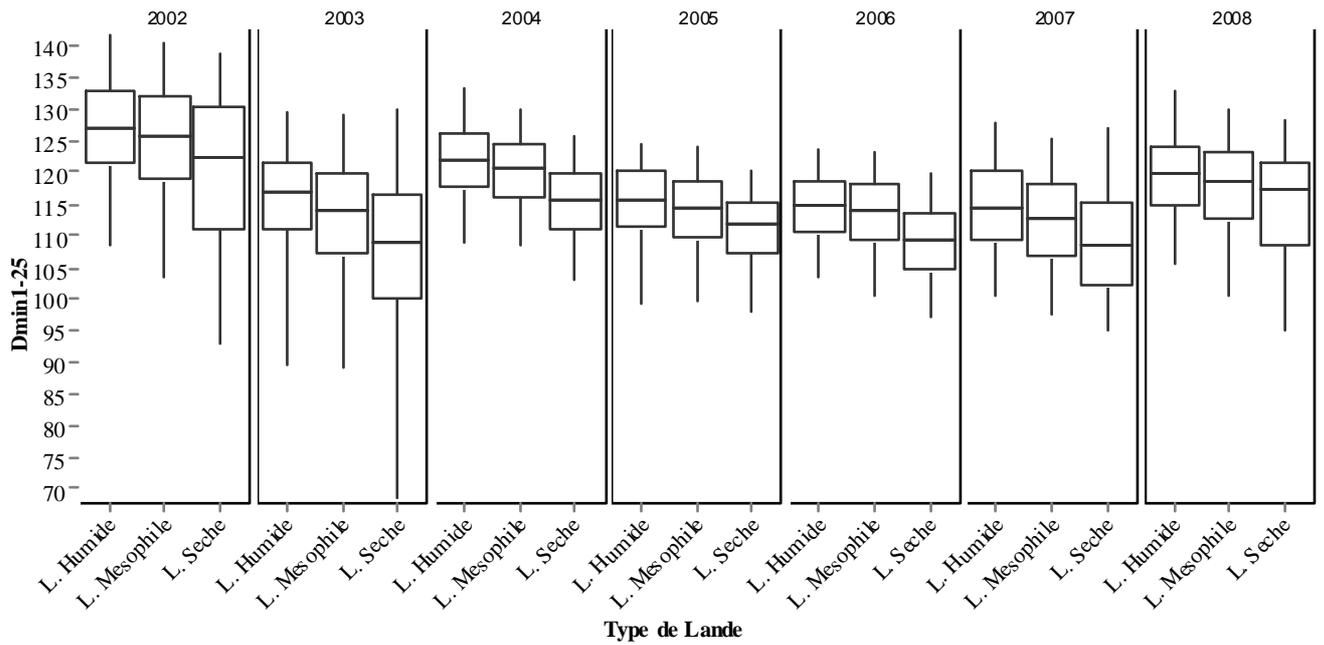


Figure 6.24 : Distribution de la métrique Dmin1-25 de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI sur les placettes IFN en fonction du type de lande. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

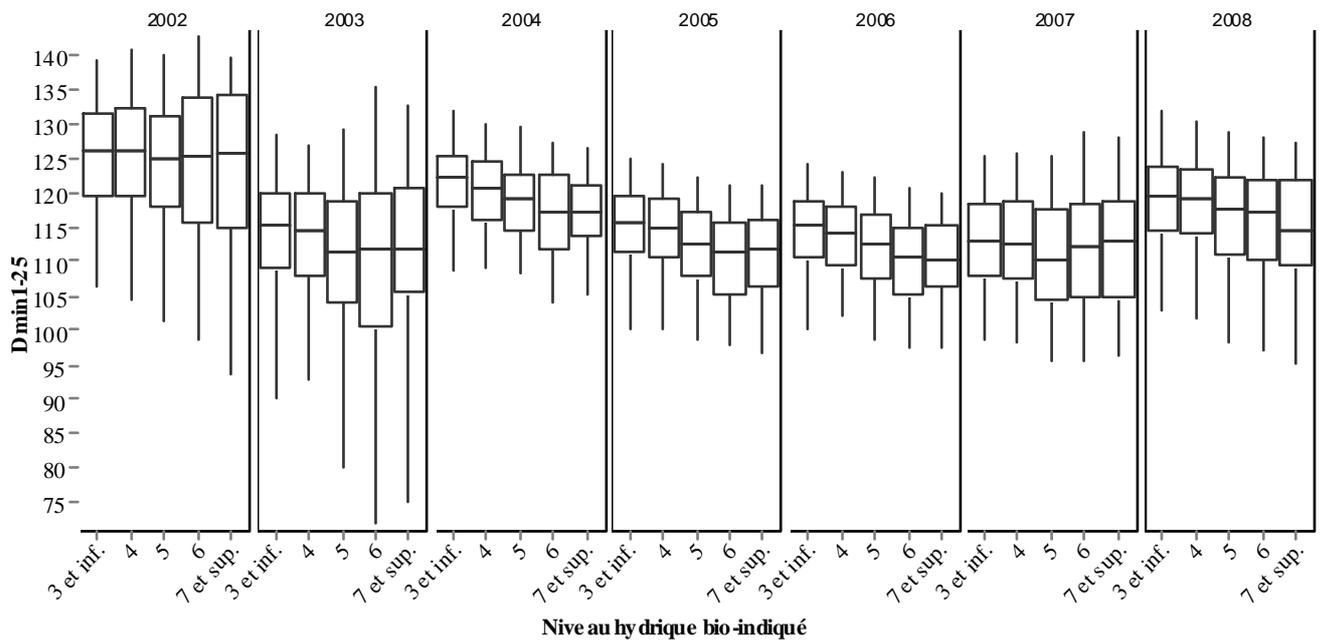


Figure 6.25 : Distribution de la métrique Dmin1-25 de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI sur les placettes IFN en fonction de l'indice de niveau hydrique bio-indiqué. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

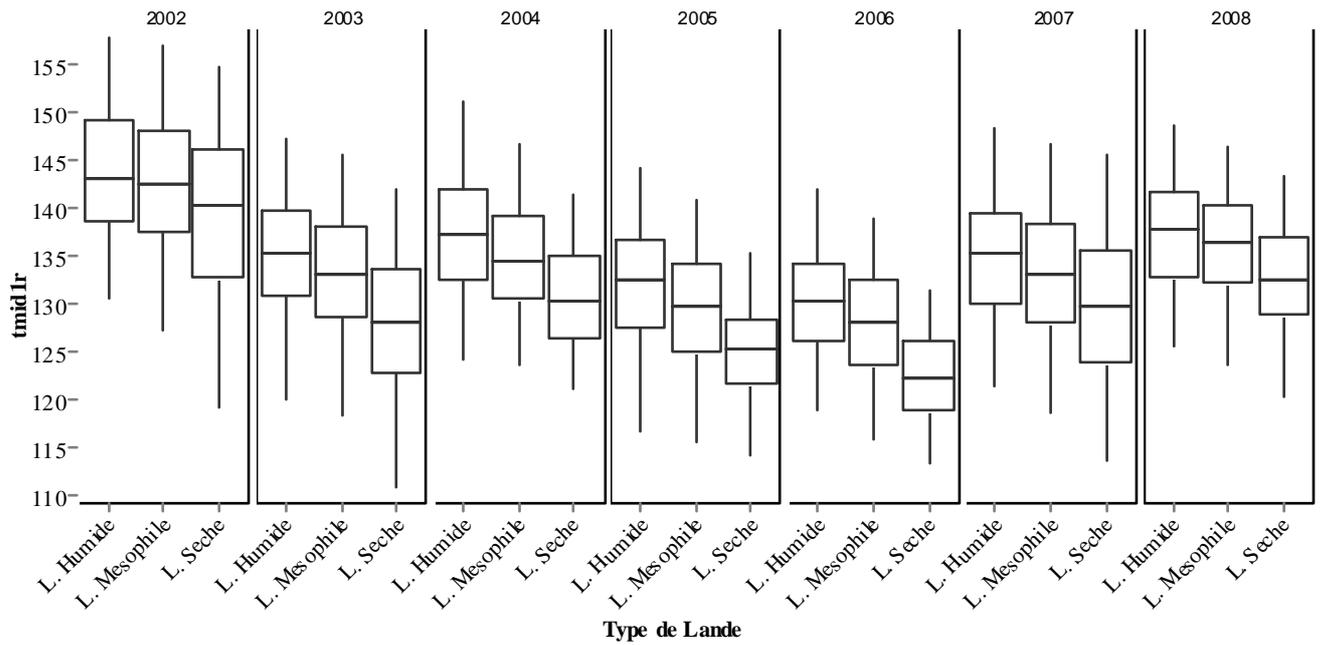


Figure 6.26 : Distribution de la métrique *tmidl1r* de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI sur les placettes IFN en fonction du type de lande. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

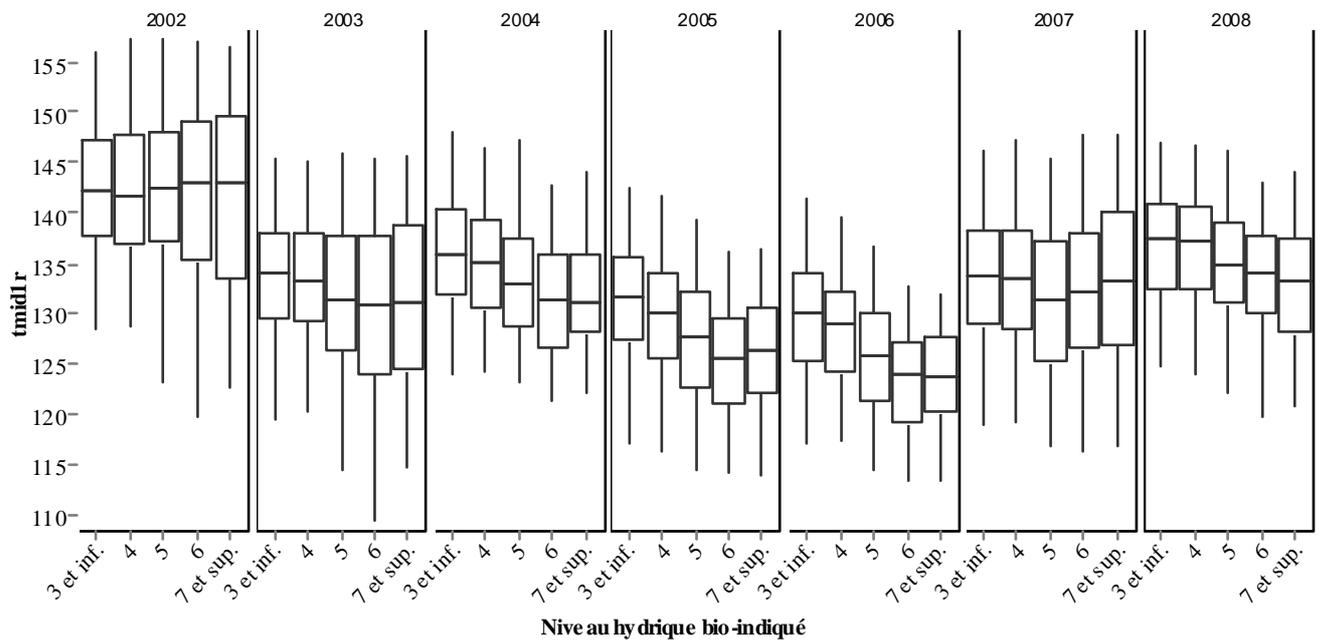


Figure 6.27 : Distribution de la métrique *tmidl1r* de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI sur les placettes IFN en fonction de l'indice de niveau hydrique bio-indiqué. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

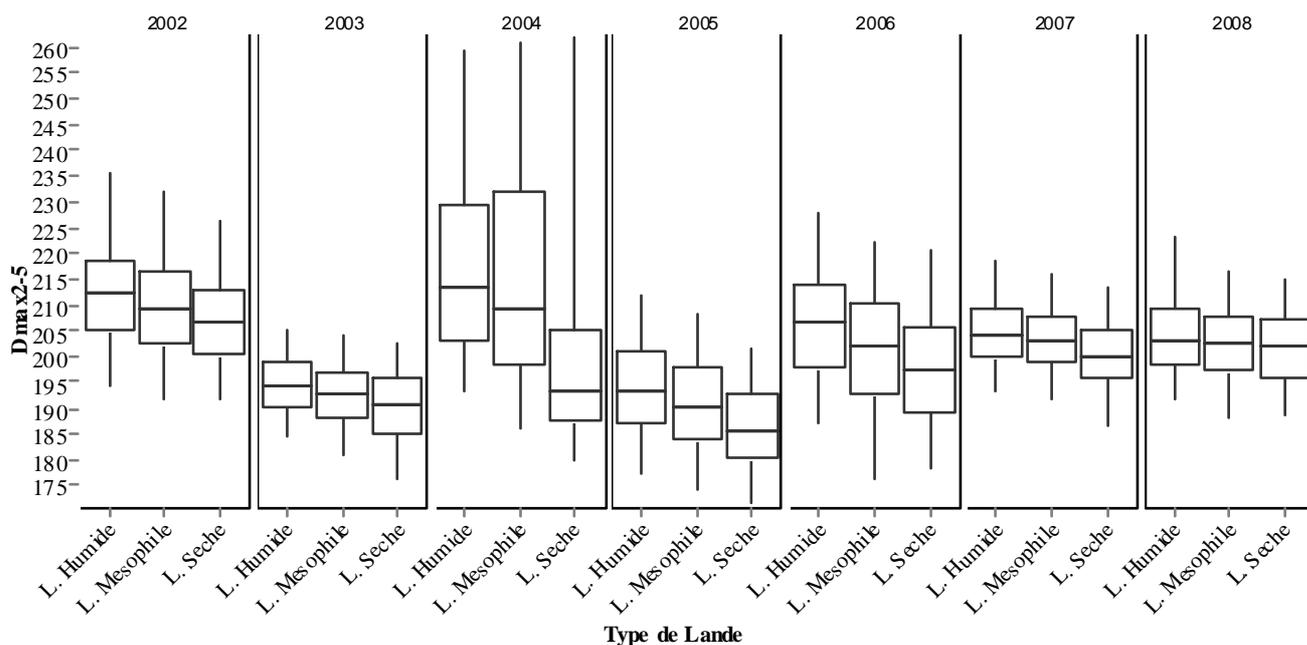


Figure 6.28 : Distribution de la métrique Dmax2-5 de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI sur les placettes IFN en fonction du type de lande. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

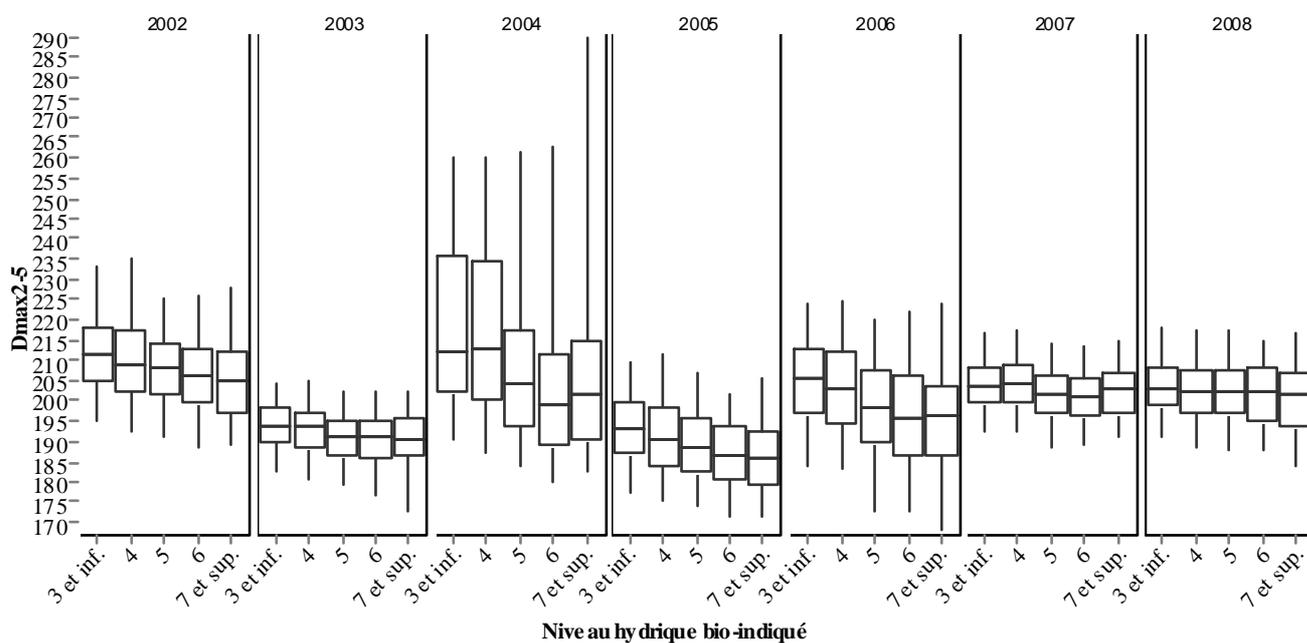


Figure 6.29 : Distribution de la métrique Dmax2-5 de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI sur les placettes IFN en fonction de l'indice de niveau hydrique bio-indiqué. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

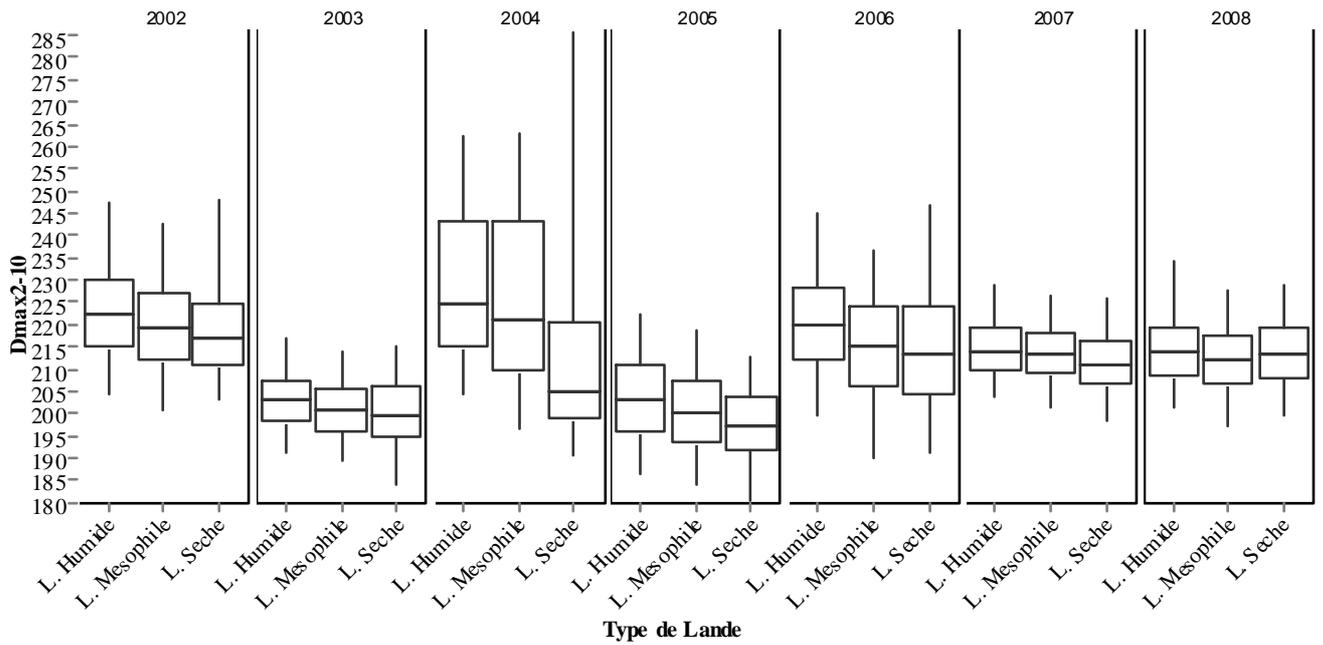


Figure 6.30 : Distribution de la métrique Dmax2-10 de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI sur les placettes IFN en fonction du type de lande. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

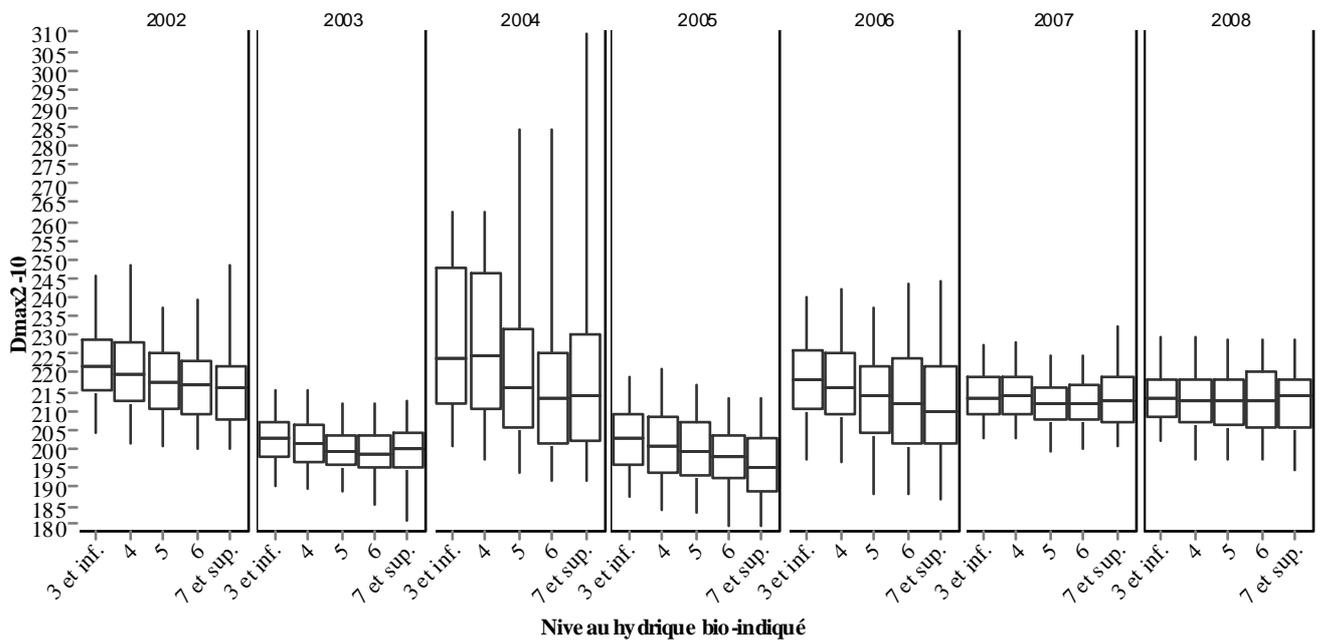


Figure 6.31 : Distribution de la métrique Dmax2-10 de la trajectoire saisonnière multi-annuelle du PVI sur les placettes IFN en fonction de l'indice de niveau hydrique bio-indiqué. Les Boxplots représentent les quantiles à 5, 25, 50, 75 et 95%.

		degré de liberté	somme des carrés des écarts	moyenne des carrés des écarts	F-value	P(>F-value)	
Dmin1-25	Type de Lande	2	36163	18081	146.741	<0.0001	****
	Année	6	256661	42777	347.161	<0.0001	****
	Type de Lande x Année	12	3427	286	2.3175	0.005934	***
	Résidus	13547	1669251	123			
Dmin1-25	Niveau hydrique	4	22115	5529	44.487	<0.0001	****
	Année	6	257411	42902	345.2	<0.0001	****
	Niveau hydrique x Année	24	3508	146	1.176	0.251	
	Résidus	13603	1690594	124			
tmid1r	Type de Lande	2	37052	18526	201.9	<0.0001	****
	Année	6	246162	41027	447.115	<0.0001	****
	Type de Lande x Année	12	2091	174	1.8986	0.02972	**
	Résidus	13522	1240769	92			
tmid1r	Niveau hydrique	4	24183	6046	65.3881	<0.0001	****
	Année	6	247520	41253	446.182	<0.0001	****
	Niveau hydrique x Année	24	6872	286	3.0969	<0.0001	****
	Résidus	13577	1255306	92			
Dmax2-5	Type de Lande	2	48737	24369	127.152	<0.0001	****
	Année	6	908914	151486	790.432	<0.0001	****
	Type de Lande x Année	12	26749	2229	11.631	<0.0001	****
	Résidus	13552	2597232	192			
Dmax2-5	Niveau hydrique	4	71131	17783	93.7068	<0.0001	****
	Année	6	912309	152051	801.244	<0.0001	****
	Niveau hydrique x Année	24	27940	1164	6.1346	<0.0001	****
	Résidus	13608	2582380	190			
Dmax2-10	Type de Lande	2	29175	14588	72.192	<0.0001	****
	Année	6	1040182	173364	857.947	<0.0001	****
	Type de Lande x Année	12	28754	2396	11.858	<0.0001	****
	Résidus	13552	2738427	202			
Dmax2-10	Niveau hydrique	4	44920	11230	55.7168	<0.0001	****
	Année	6	1044589	174098	863.77	<0.0001	****
	Niveau hydrique x Année	24	17134	714	3.5419	<0.0001	****
	Résidus	13608	2742776	202			
Amp5	Type de Lande	2	0.236	0.118013	384.437	<0.0001	****
	Année	6	0.2943	0.049053	159.794	<0.0001	****
	Type de Lande x Année	12	0.0078	0.000649	2.1153	0.01317	**
	Résidus	13547	4.1586	0.000307			
Amp5	Niveau hydrique	4	0.4458	0.11145	381.82	<0.0001	****
	Année	6	0.2958	0.049308	168.93	<0.0001	****
	Niveau hydrique x Année	24	0.0081	0.000336	1.15	0.2776	
	Résidus	13603	3.9706	0.000292			

Tableau 6.2 : Analyse de variance à 2 facteurs (ANOVA) testant l'effet type de lande ou niveau hydrique bio-indiqué et l'effet année et leur interaction sur la variabilité des métriques appliquée aux sites IFN.

Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P :*= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

6.4.2. Exploration des variations spatio-temporelles des métriques satellitaires

Pour aller plus loin dans l'interprétation des variations spatio-temporelles des métriques du PVI, on s'est appuyé sur des analyses de variance à deux facteurs testant l'effet des conditions stationnelles (c'est-à-dire le type de lande ou l'indice de niveau hydrique bio-indiqué) et celui de l'année, mais aussi de leur interaction. La variable année peut être considérée comme un indicateur des variations interannuelles du climat. Les résultats sont donnés dans les [Figures 6.22 à 6.31](#) et le [Tableau 6.2](#).

L'analyse des interactions a servi à évaluer si l'effet des conditions stationnelles sur les métriques est fonction ou non des conditions climatiques de l'année (ou inversement).

L'effet du type de lande ou de l'indice de niveau hydrique et celui de l'année sont toujours significatifs au seuil de 0,0001 pour les cinq métriques. Mais il n'en pas de même pour les interactions.

Dans le cas d'Amp5, il n'y a pas d'interaction entre année et type de lande (seuil de 0,01) ni entre année et indice de niveau hydrique (seuil de 0,28). Cette absence d'interaction est bien visualisée dans les [Figures 6.22 et 6.23](#) : les courbes que suivent les 5 quantiles de chaque année sont parallèles entre elles. Quelle que soit l'année, Amp5 montre une figure de distribution en fonction du type de lande ([Figure 6.22](#)) similaire à celle observée pour l'année moyenne ([Figure 6.14 \(E\)](#)) : distribution des sites à lande humide quasi identique à celle de ceux à lande mésophile, distribution toujours décalée vers des valeurs plus faibles des sites en lande sèche. Pour les 7 années, Amp5 baisse régulièrement et de la même manière quand l'indice de niveau hydrique augmente, autrement dit du pôle humide vers pôle sec ([Figure 6.23](#)).

Pour les deux métriques datant le début de la décroissance du PVI en été (Dmax2-5 et Dmax2-10), il y a toujours interaction ($P < 0,0001$) entre le type de lande et l'année et entre l'indice de niveau hydrique et l'année. Ainsi, comme on peut le voir en [Figures 6.28 à 6.31](#) pour l'année 2004, il y a toujours un contraste plus fort entre les stations les plus sèches et les autres ainsi qu'une plus forte dispersion des valeurs des métriques que pour les autres années. Pour 2008, année douce et plus humide que la normale, Dmax2-5 a une distribution quasi identique dans les trois types de lande ou dans les cinq niveaux hydriques ; mais ceci résulte peut-être d'un effet de bordure de la modélisation multi-annuelle du PVI. Par contre pour les autres années, cette métrique est plutôt décroissante quand on passe des stations les plus humides aux plus sèches.

Au contraire, du côté des métriques datant la reprise printanière du PVI, Dmin1-25 et tmid1r, l'analyse de variance ne montre pas d'interaction entre type de lande et année à un seuil de 0,005. Les résultats sont plus contrastés pour l'interaction entre indice de niveau hydrique et année, puisqu'elle est clairement significative pour tmid1r ($P < 0,0001$) et ne l'est pas du tout pour Dmin1-25 ($P = 0,25$). Donc on ne peut pas rejeter totalement l'idée que l'effet du type de lande ou du contexte pédoclimatique sur la reprise printanière de la montée du PVI soit indépendante de l'année ou inversement. Ces interactions sont vraisemblablement moins marquées que dans le cas de la phase de sénescence.

6.5. *Vers une carte des types de lande*

Les résultats obtenus précédemment avec les analyses de variance monovariées montrent que les trois métriques satellitaires indicatrices de la reprise de végétation au printemps (Dmin1-25, tmid1r et Amp5) portent bien une information sur le type de lande. La relation entre type de lande et valeur des métriques est encore plus claire quand ces dernières sont calculées sur la dynamique saisonnière du PVI moyenné sur les 7 années successives, les variations propres aux variations interannuelles du climat étant alors atténuées. Ainsi les placettes IFN en lande sèche sont situées dans des pixels où la date donnée par tmid1r est en moyenne plus précoce de ~7,5 jours à celle observée en lande humide. La précocité de la lande sèche est moins marquée pour Dmin1-25 (~6jours). Les écarts les plus faibles sont entre lande humide et lande mésophile: précocité de la lande humide de ~3 jours pour tmid1r et de ~2.5 pour Dmin1-25. Quant à Amp5, il n'y a pas de différence en moyenne entre lande humide et lande mésophile. Mais l'écart relatif entre ces deux dernières confondues et la lande sèche est élevée: proche de 25%.

Une cartographie des types de lande a donc été tentée par analyse discriminante linéaire sur ces trois métriques de croissance des dynamiques saisonnières moyennes du PVI, estimées sur les pixels boisés à plus de 70% de l'ensemble du massif landais. On a utilisé la fonction lda du package « stats » de R. L'établissement de la fonction discriminante a été faite en prenant en référence le jeu de pixels qui contiennent au moins une placette IFN sans répétition (soit 2325 pixels). Autrement dit si un pixel contient plus d'une placette, on lui affecte le type de lande de la première placette rencontrée dans le fichier.

L'analyse discriminante a été réalisée en 3 étapes. Une première étape a consisté à savoir si les trois métriques permettaient de bien discriminer les types de lande. Pour cela on a fait l'analyse sur tous les pixels du jeu de référence et on leur affecte le type de lande prédit que l'on compare à celui observé. En deuxième étape, si la concordance était bonne, on a évalué les performances de prédiction de la fonction discriminante. Pour cela, la fonction discriminante est établie sur une moitié du jeu de référence, ses performances sont calculées sur l'autre moitié. L'opération est répétée sur plusieurs tirages au hasard des demi-jeux. Enfin si ces performances sont jugées suffisantes, la fonction établie sur l'ensemble de pixels de référence est appliquée à tous les pixels et la carte est produite.

La discrimination des 3 types de lande n'est pas concluante avec un très mauvais classement de la lande mésophile qui est la plus abondante: 25% des pixels où la lande mésophile a été observée sont bien classés en lande mésophile, les autres sont affectés en proportion similaire à la lande humide et à la lande sèche. Ce résultat n'est pas étonnant. En effet la méthode met en comparaison des métriques mesurées sur 1km² avec des observations in situ quasi ponctuelles; elle fait donc l'hypothèse que la placette IFN est représentative des pédopaysages du pixel. Ce qui est loin d'être le cas en lande humide au sens large (cf. § 2.1.2.2), où, du fait de la forte hétérogénéité locale du pédopaysage, le pixel VEGETATION est constitué d'une mosaïque de zones à lande humide et de zones à lande mésophile. Donc dans cette situation, il y a peu de chance de trouver des pixels purement en lande humide ou purement en lande mésophile.

		<i>Observé</i>		Totaux
		Lande méso-humide	Lande sèche	
<i>Prédit</i>	Lande méso-humide	1393	66	1459
	Lande sèche	641	225	866
Totaux		2034	291	2325

Tableau 6.3 : Performances de l'analyse discriminante sur l'ensemble des pixels de référence. Lande humide et lande mésophile sont regroupées en une seule classe, nommée lande méso-humide.

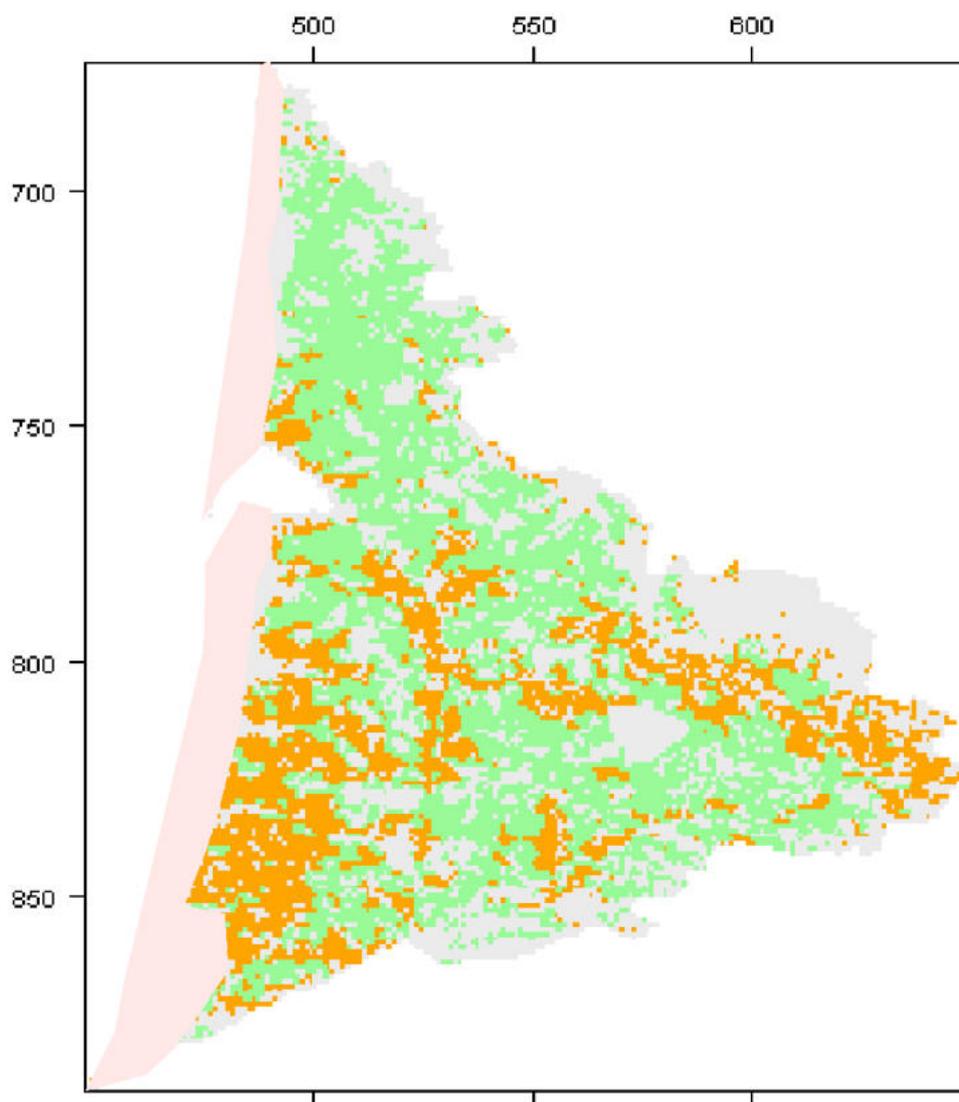


Figure 6.32 : Cartographie des types de lande en lande sèche (orange) et lande méso-humide (vert) sur le massif landais. En rose, zone de non validité de la méthode employée et en gris les pixels non sélectionnés.

La discrimination est bien meilleure entre la lande sèche et un regroupement de la lande mésophile avec la lande humide, noté lande méso-humide. Le [Tableau 6.3](#) présente les résultats de l'analyse sur le jeu de pixels de référence. La concordance entre prédit et observé est de près de 77% pour la lande sèche et de 68% pour la lande méso-humide. Cependant près de 74% des pixels classés en lande sèche n'en font pas partie, mais ce type d'erreur (de commission) est de seulement 5% pour la lande méso-humide. Ce fort taux d'erreur de commission sur la lande sèche pourrait s'expliquer par la faible dimension des structures en lande sèche qui suivent les cours d'eau; bon nombre de pixels où la lande sèche est présente incluent probablement de la lande mésophile. Ces performances de prédiction sont similaires à celles établies sur la base de demi-jeux de pixels de référence pour calculer la fonction discriminante et de demi-jeux pour valider les prédictions. On peut donc penser que la procédure employée est assez bonne pour discriminer, à l'échelle du pixel VEGETATION, les surfaces où la lande sèche est absente.

La fonction discriminante produite à partir du jeu complet de pixels de référence a alors été appliquée à l'ensemble des pixels, à l'exception de ceux situés sur les dunes littorales et dans le Marensin, qui sont hors du domaine des pédopaysages de lande sèche, mésophile et humide. Ce travail de spatialisation de l'interprétation du signal satellite permet une cartographie du massif landais donnée en [Figure 6.32](#).

La lande sèche cartographiée est concentrée à proximité du littoral et au sud du Bassin d'Arcachon dans les zones traversées par les cours d'eau, donc dans des zones où dominent les faciès de lande sèche (cf. [Figure 2.2](#)). Elle présente une structure régionale qui a beaucoup de points communs avec celle présentée dans les cartes de [Juste \(1989\)](#) (cf. [Figure 2.10](#)) et dans une moindre mesure avec celle de [Rey \(1948\)](#) (cf. [Figure 2.9](#)).

6.6. *Discussion – conclusion*

La structure régionale du comportement phénologique de l'indice de végétation PVI issu du capteur VEGETATION reflète en grande partie celle du pédoclimat. Cela apparaît clairement avec les métriques phénologiques du PVI relatives à sa phase d'accroissement printanier estimées sur sa trajectoire saisonnière moyennée sur sept années consécutives. Les dates où la montée printanière du PVI est clairement acquise, fournies par les métriques $D_{min1-25}$ et t_{md1r} , sont révélatrices du type de lande ; elles ont une précocité décroissante avec le niveau hydrique potentiel du sol (c'est-à-dire du pôle sec au pôle humide). Egalement, l'amplitude du PVI entre la fin d'hiver et l'été fournit une distinction claire entre paysages à faciès de lande sèche et ceux à stations plus humides. La relation de la structure spatiale de la phénologie moyenne du PVI sur sa phase de décroissance à partir de l'été avec la localisation des types de lande paraît plus faible. Cela est sans doute dû à la présence, durant la période d'étude qui ne couvre que 7 années (2002 à 2008), de 2 années (2003 et 2005) où le stress hydrique estival a été beaucoup plus fort que la normale et a fortement marqué tout le territoire quel que soit le type de pédoclimat.

Dans les variations spatio-temporelles des métriques phénologiques du PVI, à l'effet du pédoclimat s'ajoute celui de l'année, c'est-à-dire le climat régional de l'année, et de leurs interactions. Ces dernières en quelque sorte résument la réponse phénologique du couvert végétal au climat local dans un contexte pédoclimatique donné, qui définit à la fois la composition en espèces du couvert et les caractéristiques hydriques du sol. Ces interactions sont plus clairement perceptibles sur la date de début de décroissance du PVI en été (métriques D_{max2-5} et $D_{max2-10}$) que sur celle de sa montée au printemps ($D_{min1-25}$ et t_{mid1r}). De manière surprenante, on ne voit pas d'interaction sur l'amplitude printanière du PVI ($Amp5$) : quelle que soit l'année elle montre toujours la même opposition entre lande sèche et lande humide et mésophile). Cette invariance pourrait s'interpréter comme un effet de la structure du couvert végétal avec un accroissement saisonnier toujours plus faible de la biomasse verte en lande sèche que dans les autres types de lande quelles que soient les conditions climatiques.

Ces résultats valident donc les hypothèses de [Duchemin \(1999a\)](#) et de [Guyon et al. \(2006\)](#) sur les liens forts entre structure régionale de la phénologie du signal de télédétection et répartition régionale des types de lande dans le massif forestier landais.

Ils ont été établis sur la base des seuls indicateurs du pédoclimat disponibles, sur l'ensemble de la région, issus des observations floristiques et pédologiques in situ de l'IFN. Ces observations sont quasi ponctuelles. Elles ne renseignent que sur le pédopaysage local de la placette qui mesure 25m de diamètre et non pas sur celui de l'ensemble du pixel VEGETATION qui l'englobe. En effet, il y a une forte variabilité intra parcellaire du pédopaysage liée au microrelief au sein de la lande humide au sens large, qui est formée de séquences de lande très humide à mésophile ([Jolivet et al., 2007](#)). Pour ces raisons une comparaison spatialisée entre réponse satellitaire et observation écologique de terrain ne pouvait pas être entreprise.

Grâce aux nombreuses observations in situ de l'IFN (plusieurs milliers), une analyse statistique globale par analyse de variance a permis de conclure clairement sur la forte relation entre type de lande et trajectoire printanière de l'indice de végétation PVI. Même s'il est probable que les différences d'échantillonnage spatiale entre placettes IFN et pixels VEGETATION ait donné une perception incomplète des réelles différences de comportement phénologique du PVI entre lande humide et lande mésophile, il était tentant de produire une carte des types de lande et la valider sur la base des observations écologiques de l'IFN. Les résultats montrent la bonne discrimination des pixels où la lande sèche est absente des autres. Une carte en deux classes (lande sèche, regroupement des landes sèche et humide), cohérente avec la structure régionale connue des pédopaysages, a été produite.

La difficulté de discriminer lande mésophile et humide déjà constatée par [Duchemin \(1998\)](#) sur des données AVHRR a été retrouvée. Elle est en partie imputable à la grande taille du pixel devant la petite taille des entités pédopaysagères au sein de la lande humide au sens large. Mais elle souligne la grande difficulté d'intégrer à la fois la variabilité locale et la variabilité régionale des sols comme l'a montré [Jolivet \(1996\)](#) dans sa tentative de cartographie des types de lande à l'échelle du paysage (cf. § 2.1.2.3).

Les résultats sont encore à approfondir. Ils sont fondés sur la caractérisation de métriques phénologiques de l'indice de végétation PVI par approche paramétrique. Modéliser la dynamique saisonnière du PVI selon une fonction logistique double était riche de résultats sur les sites expérimentaux comme vu au chapitre 5. Mais ce type d'approche montre ses limites à l'échelle régionale. Pour près de 30% des pixels VEGETATION constitués à 70% de pin maritime, la dynamique saisonnière du PVI est faible et/ou a une forme polycyclique empêchant un ajustement satisfaisant du modèle, voire empêchant tout ajustement. Ces pixels se situent sur la dune littorale et, de manière plus éparse, sur le reste du massif. Des études précédentes (Duchemin et al., 1999b, et Guyon et al., 2006), on déjà montré que la dynamique saisonnière des indices de végétation NDVI ou PVI était faible sur ces dunes littorales, confirmant nos résultats. En ce qui concerne les autres pixels, il est probable que l'influence des autres classes d'occupation du sol, même si elles ne couvrent que 30% au maximum de la surface du pixel, soit importante, et conduise à des dynamiques saisonnières complexes du PVI.

Il est possible que le seuil de 70% de surface en pin maritime dans le pixel soit insuffisant mais un filtrage plus restrictif limitait trop la surface d'étude. L'utilisation d'une méthode de désagrégation de la trajectoire temporelle du PVI par classe d'occupation du sol, telle que celle développée par Cardot et al. (2008) pourrait être une bonne alternative pour analyser l'information phénologique propre aux couverts de pin maritime landais et la cartographier sur l'ensemble du territoire où l'espèce est présente. Cette méthode a montré son intérêt pour dater la phénologie foliaire en forêt feuillue (Guyon et al., 2011). Elle n'a pas été appliquée ici. En effet, elle impose de n'avoir aucune donnée manquante sur tous les pixels étudiés à chaque date échantillonnée sur la période considérée. Or sur la série temporelle VEGETATION traitée, il y avait beaucoup de données manquantes sur certaines des années. En particulier pour les années pluvieuses de 2007 et 2008, les données manquantes étaient abondantes, parfois durant plus de 2 ou 3 décades de suite et pas toujours les mêmes décades sur tous les pixels. L'étude préliminaire de Guyon et al. (2006) sur le massif landais s'appuyait sur la méthode de désagrégation de Cardot et al. (2008), mais elle portait uniquement sur les années 2002 et 2003 de la même série de données VEGETATION, où les données manquantes étaient rares et sporadiques et pouvaient être estimées par interpolation linéaire sans risque d'entraîner de fortes erreurs d'estimation des métriques phénologiques.

La méthode de modélisation de la dynamique saisonnière du PVI a exclu de l'analyse une partie du territoire dont une bonne partie de la forêt de la dune littorale. En ce qui concerne la dune littorale, c'est dommage car il s'agit d'un milieu particulier qu'il serait intéressant et nécessaire d'étudier avec attention dans l'optique d'un suivi par satellite du fonctionnement de la forêt. Une solution pourrait être sans doute d'employer une approche de modélisation non paramétrique, comme par exemple celle fondée sur un lissage temporel avec le filtre de Savitzky-Golay (cf. Tuanmu et al., 2010, pour un exemple d'application), qui ne fait pas d'hypothèse a priori sur la forme des variations temporelles de l'indice de végétation étudié. Par ailleurs, l'écart-type du PVI renseigne bien sur sa dynamique intra-annuelle. Son estimation ne nécessitant aucune modélisation, il est une source riche d'information sur la phénologie satellitaire facile d'accès à ne pas négliger.

Les indicateurs phénologiques issus de la télédétection possèdent un potentiel important pour améliorer la modélisation des bilans de carbone, et des bilans hydriques et pour rendre possible leur régionalisation. En effet, ces indicateurs pourraient permettre d'intégrer la phénologie du sous-bois dans les modèles de fonctionnement de la forêt de pin maritime landais. Cet apport serait précieux pour améliorer les estimations de flux de carbone et d'eau, faussées par l'oubli complet de ce compartiment comme le montre [Rivalland et al. \(2005\)](#). D'autre part, la cartographie potentielle des conditions pédoclimatiques à l'échelle du massif (carte régionale des types de lande produite, cartes des métriques phénologiques) pourrait être utile pour rendre compte de l'impact de leur hétérogénéité sur la productivité régionale. Elle pourrait alors être employée pour régionaliser la paramétrisation des modèles de fonctionnement qui jusqu'ici, comme par exemple MUSICA ([Ogé et al., 2003](#)) et GRAECO ([Porté, 1999, Loustau et al., 2005](#)), ont été paramétrés et appliqués uniquement en lande humide sur la base du site expérimental du BRAY.

Enfin, ce type de méthodologie de caractérisation du pédoclimat par télédétection pourrait être adaptée simplement à d'autres forêts de conifères de structure proche de celle du massif landais, comme par exemple la forêt de conifères boréale, où le sous-bois, également lié aux conditions pédoclimatiques, a un poids fort dans sa réflectance ([Rautiainen et al., 2007](#)).

7. Conclusion

L'objectif de la thèse était d'évaluer l'apport de l'analyse des trajectoires saisonnières de données de télédétection à moyenne résolution pour le suivi de la végétation forestière dans son ensemble, à savoir le sous-bois et la strate arborée dans le contexte de la forêt de pin maritime qui couvre près d'un million d'hectare dans le sud ouest de la France.

Une étude de l'hétérogénéité régionale de la dynamique saisonnière du sous-bois et de la strate arborée sur plusieurs années consécutives a été réalisée. Elle s'est basée sur des mesures *in situ* des variations saisonnières de la surface foliaire verte (LAI) du sous-bois et de l'étage de pin maritime sur des sites de référence situés dans des conditions pédoclimatiques variées, c'est à dire en lande humide, en lande mésophile et en lande sèche. Ces informations originales sur la phénologie des peuplements de pin landais ont été comparées à des observations phénologiques par télédétection et elles ont permis de mieux comprendre et de clarifier la contribution relative des 2 strates de végétation dans la réponse saisonnière du signal satellite.

Cette connaissance des contributions relatives de chaque strate forestière sur le signal satellite a été alors évaluée à l'échelle régionale. On a pu alors tester sa capacité à fournir une information sur la répartition régionale des conditions pédoclimatiques du massif, ainsi que de leurs variations interannuelles sous l'effet du climat et à détecter des anomalies de dynamique saisonnière de la végétation dues à des accidents climatiques sévères (sécheresse, tempête).

L'étude était fondée sur des mesures de LAI *in-situ* faites par photographie hémisphérique tout le long du cycle de végétation pendant un ou deux ans et sur une série de sept ans d'observations décennales de l'indice de végétation PVI issues des mesures des capteurs VEGETATION.

Les mesures *in situ* de LAI ont été réalisées sur quatre sites couvrant le gradient hydrique des sols présent dans les Landes de Gascogne hors dunes côtières, c'est-à-dire de la lande sèche à la lande humide. Trois sont d'âge adulte : l'appareil foliaire des pins et celui de la végétation croissant en dessous y forment deux étages bien séparés. Ce n'est pas le cas du quatrième peuplement, qui est beaucoup plus jeune : les pins et la végétation concurrente y constituent une seule strate de feuillage. Le LAI du sous-bois et le LAI de la strate arborée ont été obtenus à partir de photographies hémisphériques réalisées toutes les deux à quatre semaines à raison de 60 points de mesures fixes au cours des années 2007 à 2008 sur chaque site. Le LAI a été extrait de ces photographies par analyse d'image avec le logiciel CAN_EYE. Le jeu de données de LAI obtenu peut paraître limité d'un point de vue de la durée et du nombre de sites d'étude. Toutefois il s'agit un jeu d'observations unique: c'est la première fois qu'on obtenait sur les peuplements de pin maritime landais des observations simultanées de LAI sur le sous-bois et les arbres sur la quasi-totalité du cycle phénologique annuel.

Les données satellitaires utilisées, à savoir la réflectance rouge et proche-infrarouge, proviennent des capteurs VEGETATION 1 et 2 à bord des satellites SPOT 4 et 5 durant 7 ans, de début 2002 à fin 2008. Ces données couvrent des années dont la situation hydrique est contrastée, avec deux années de sécheresse estivale marquée (2003 et 2005), et permettent d'observer l'impact de variations interannuelles marquées dans le développement foliaire. Les données brutes ont été prétraitées selon l'algorithme de Hagolle et al. (2005). Ce traitement fournit pour chaque pixel, sa réflectance au sol (c'est-à-dire au sommet du couvert) avec une fréquence de 10 jours après correction de la dérive de sensibilité du capteur, des effets atmosphériques, des effets directionnels et filtrage des pixels contenant des nuages et/ou de la neige. La bonne qualité des prétraitements réalisés sur ces données, notamment la normalisation des effets directionnels, qui est capitale sur les forêts de pin maritime (Duchemin 1999a), explique sans doute la richesse et l'originalité des résultats obtenus.

Ces séries de données *in-situ* et satellitaires à relativement haute fréquence temporelle ont constitué le matériau de base de la thèse. Ainsi la trajectoire saisonnière des LAI *in situ* (sous-bois et pins) et celle du PVI satellitaire sur une ou plusieurs années ont pu être modélisées par régression non linéaire. Des métriques phénologiques indicatrices des dates clefs dans les cinétiques saisonnières du LAI ou du PVI et de leur amplitude saisonnière ont alors pu être calculées pour la phase de débourrement et de reprise de croissance au printemps et la phase de sénescence foliaire l'automne.

Résultats marquants

Le LAI de la strate arborée varie de manière négligeable face à la dynamique saisonnière du sous-bois, que le sous-bois soit composé en majorité d'espèces à feuillage caduque ou pérenne. Ainsi, la végétation du sous-bois est le déterminant majeur de la trajectoire saisonnière du LAI de l'ensemble du couvert végétal des peuplements de pin maritime du massif forestier landais. De plus, bien que fondée sur des observations faites sur seulement quatre peuplements, l'étude des variations saisonnières du LAI du sous-bois a mis en évidence des traits de la phénologie foliaire du sous-bois spécifiques de sa composition floristique et des conditions pédoclimatiques rencontrées. Par conséquent, la dynamique saisonnière du LAI du sous-bois landais est bien révélatrice des groupements d'espèces propres à chaque type de lande.

Malgré une forte variabilité interannuelle, les trajectoires saisonnières du PVI au cours des années montrent des constantes dans leurs variations relatives au site. La confrontation entre métriques phénologiques du PVI et celles du LAI du sous-bois observées pour les années 2007 et 2008 montre leur bonne concordance uniquement pour la phase de reprise de croissance foliaire au printemps. La phénologie printanière du PVI renseigne donc clairement sur celle du LAI du sous-bois.

La structure régionale du comportement phénologique de l'indice de végétation PVI reflète en grande partie celle du pédoclimat. Estimées sur une trajectoire saisonnière moyennée sur sept années consécutives, les métriques phénologiques du PVI relatives à la phase de reprise de végétation au printemps et son amplitude entre le début et la fin de cette phase sont les plus significatives du type de lande. Les métriques annuelles du PVI traduisent aussi l'effet du climat régional de l'année en interaction avec le contexte pédoclimatique. Cela est clairement perceptible sur les métriques phénologiques de la phase de sénescence sur les 7 années étudiées. Mais le stress hydrique estival beaucoup plus fort que la normale subi en 2003 et 2005 a entraîné une sénescence précoce induisant une forte anomalie de la trajectoire du PVI en fin d'été sur l'ensemble du territoire quel que soit le type de lande.

Une carte régionale des types de lande a pu être produite. Mais du fait de la variabilité spatiale des sols à l'échelle locale et de la grande tache au sol du pixel VEGETATION, seule la discrimination des pixels où la lande sèche est totalement absente est assurée.

Pistes à explorer

La méthode, par photographie hémisphérique, utilisée pour estimer le LAI des deux strates de végétation a permis de recueillir des séries temporelles de LAI optique riches en information phénologique. Elle a cependant montré ses limites sur trois plans. Premièrement la précision d'un tel système de mesure est sans doute insuffisante pour caractériser finement la variation saisonnière du LAI de la strate de pins. Ensuite en raison des contraintes climatiques et du temps nécessaire aux prises de vue (il s'agit d'un dispositif très lourd et contraignant), l'effort d'échantillonnage spatial et temporel réalisé n'était pas suffisant pour modéliser finement les trajectoires temporelles de la surface foliaire. Ainsi, si par la suite on souhaitait étendre le suivi in situ de la phénologie foliaire à un plus grand nombre de sites sur plusieurs années pour couvrir le maximum de diversité en terme de pédoclimat et de structure forestière, il serait sans doute judicieux d'utiliser une méthode de proxi-détection de la phénologie foliaire fondée sur une mesure continue du rayonnement transmis ou réfléchi (par exemple [Soudani et al., 2012](#), [Serbin et al., 2009](#)) ou de prises de vues journalières automatiques par Webcam hémisphérique ou non (par ex, [Richardson et al., 2007](#)).

Une piste pour mieux capturer la phénologie foliaire à partir des données satellites pourrait être d'utiliser un indice de végétation exploitant la réflectance dans le moyen infrarouge en plus du visible et du proche infrarouge. En effet, l'utilisation de cette réflectance réduit la saturation des indices de végétation avec l'augmentation du LAI ([Regniers et al., 2012](#)). Toutefois, l'usage d'indices de végétation employant le moyen infrarouge n'est pas évident pour réaliser le suivi de la phénologie foliaire en forêt de conifères, car la réflectance moyen infrarouge y est aussi assez sensible à l'humidité de surface des sols ([Xiao et al., 2004](#)). Des études expérimentales et des développements méthodologiques seront à faire pour comprendre l'impact de cette dernière sur le cycle saisonnier de la réflectance moyen infra rouge, notamment en période hivernale.

L'étude des seuls pixels dont 70% de la surface est constituée de pin maritime était d'une part probablement insuffisante pour bien décrire le comportement phénologique du PVI propre au couvert de pins (notamment l'effet des autres types de cultures éventuellement présentes dans le signal de télédétection n'est pas pris en compte) et d'autre part restrictif en limitant trop la surface d'étude. L'utilisation d'une méthode de désagrégation de la trajectoire temporelle du PVI par classe d'occupation du sol, telle que celle développée par [Cardot et al. \(2008\)](#) pourrait être une bonne alternative pour analyser l'information phénologique propre aux seuls couverts de pin maritime landais et la cartographier sur l'ensemble du territoire où l'espèce est présente. Cette méthode a d'ailleurs montré son intérêt pour dater la phénologie foliaire en forêt feuillue ([Guyon et al., 2011](#)).

Une méthode complémentaire à la désagrégation pourrait être d'utiliser les connaissances acquises sur la strate de pin maritime et chaque type de sous-bois pour modéliser leurs réflectances propres. Cette modélisation pourrait permettre de séparer la contribution relative de chaque strate dans la réflectance mesurée par satellite (cf. [Pisek et al., 2011](#)).

Par ailleurs, la méthode -ajustement statistique d'un modèle par régression non linéaire- employée pour modéliser la dynamique saisonnière du PVI et du LAI est relativement contraignante. Elle demande une connaissance a priori de la forme temporelle de la dynamique. Ces contraintes ont engendré l'exclusion de l'analyse d'une partie conséquente du territoire, notamment la dune littorale qui est un milieu particulier qu'il serait intéressant et nécessaire d'étudier dans l'optique d'un suivi par satellite du fonctionnement régional de la forêt landaise. Une solution pourrait être sans doute d'employer une approche de modélisation non paramétrique, comme par exemple celle fondée sur un lissage temporel avec le filtre de Savitzky-Golay (cf. [Tuanmu et al., 2010](#), pour un exemple d'application), qui ne fait pas d'hypothèse a priori sur la forme des variations temporelles de l'indice de végétation étudié. Par ailleurs, l'écart-type du PVI renseigne bien sur sa dynamique intra-annuelle. Son estimation ne nécessitant aucune modélisation, il est une source riche d'information sur la phénologie satellitaire facile d'accès à ne pas négliger.

Enfin, il y a naturellement une très forte attente pour poursuivre cette étude avec les données satellitaires à résolution spatiale décimétrique qui seront disponibles dans un futur proche, notamment après le lancement de la constellation de satellites Sentinel-2 à partir de 2013. On peut en effet attendre de ces futures données, qui permettront d'observer les variations intra-parcellaires de la végétation, une cartographie plus précise des types de lande (de l'ordre de 20 m x 20 m, contre 1km x 1km pour VEGETATION), et une meilleure discrimination de la lande sèche et de la lande humide au sens strict.

Avec ce type de capteur à haute résolution; il ne sera pas nécessaire de développer des approches de désagrégation. Par contre, il sera alors nécessaire de prendre en compte l'effet des variations temporelles de la structure des peuplements forestiers indépendantes du développement phénologique de la végétation dans le signal saisonnier de réflectance, telles que celles dues aux coupes sylvicoles, au débroussaillage, aux tempêtes ou aux attaques de ravageurs. Cet effet ne sera pas lissé comme avec les données à moyenne résolution. Cela nécessitera alors des développements spécifiques dans l'analyse des trajectoires saisonnières du signal satellitaire.

Perspectives

L'exploitation de ce travail devrait permettre à terme d'envisager la production de cartes ou de stratifications régionales du pédoclimat et de son évolution à long terme, comme l'ont fait par exemple [Wessels et al. \(2011\)](#) pour discriminer différents biomes.

L'utilisation de ces informations spatialisées permettraient d'améliorer la modélisation des bilans de carbone et des bilans hydriques à l'échelle régionale, en facilitant une meilleure prise en compte de l'hétérogénéité spatiale du sous-bois et des propriétés hydriques des sols.. Une régionalisation de la paramétrisation des modèles de fonctionnement qui jusqu'ici, comme par exemple MUSICA ([Ogé et al., 2003](#)) et GRAECO ([Porté, 1999](#)), ont été paramétrés et appliqués uniquement en lande humide sur la base du site expérimental du BRAY serait envisageable. On peut aussi espérer mieux renseigner la phénologie du sous-bois. Pour cela une approche complémentaire serait de modéliser la phénologie du sous-bois en chaque point du territoire par extraction de la contribution du sous-bois dans la réflectance mesurée par satellite selon une approche par simulation des transferts radiatifs comme le fait [Pisek et al. \(2011\)](#).

Enfin, les métriques indicatrices de la sénescence en été et automne, qui présentent un fort potentiel pour cartographier les anomalies de développement foliaire les années à forte sécheresse, seront aussi à exploiter dans les études du fonctionnement régional du massif forestier landais

Pour terminer, ce type de méthodologie de caractérisation du pédoclimat par télédétection pourrait être adapté à d'autres forêts de conifères de structure proche de celle du massif landais de pin maritime, comme par exemple la forêt de conifères boréale, où le sous-bois, également fortement déterminé par les conditions pédoclimatiques, a aussi un poids fort dans sa réflectance.

Bibliographie

A

[Aerts, 1989](#). Aerts, R. 1989. Above-ground biomass and nutrient dynamics of *Calluna-vulgaris* and *Molinia-caerulea* in a dry heathland. *Oikos*. 56 (1): 31 – 38.

[AGRESTE, 2010](#). Collectivité de l'Agreste. 2010. Récolte de bois et production de sciage en 2008. In : Chiffres et Données Agroalimentaire 170. Agreste Eds. pp. 39.

[Ahl et al., 2006](#). Ahl, D., Gower, S., Burrows, S.N., Shabanov, N.V., Myneni, R.B. and Knyazikhin, Y. 2006. Monitoring spring canopy phenology of a deciduous broadleaf forest using MODIS. *Remote Sensing of Environment*. 104 (1): 88 – 95.

[Augusto et al., 2006](#). Augusto, L., Badeau, V., Arrouays, D., Trichet, P., Flot, J.L., Jolivet, C. and Merzeau, D. 2006. Caractérisation physico-chimique des sols à l'échelle d'une région naturelle à partir d'une compilation de données : Exemple des sols du massif forestier landais. *Etude et Gestion des Sols*. 13 (1) : 07 – 22.

B

[Badeck et al., 2004](#). Badeck, F. W., Bondeau, A., Bottcher, K., Doktor, D., Lucht, W., Schaber, J. and Sitch, S. 2004. Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist*. 162 (2): 295 – 309.

[Baize, 2004](#). Baize, D. 2004. Petit lexique de pédologie. INRA Eds. pp. 272.

[Baret et al., 1995](#). Baret, F., Clevers, J. G. P. W. and Steven, M. D. 1995. The robustness of canopy gap fraction estimates from red and near-infrared reflectances - A comparison of approaches. *Remote Sensing of Environment*. 54 (2): 141 – 151.

[Baret et al., 2007](#). Baret, F., Hagolle, O., Geiger, B., Bicheron, P., Miras, B., Huc, M., Berthelot, B., Nino, F., Weiss, M., Samain, O., Roujean, J. L. and Leroy, M. 2007. LAI, fAPAR and fCover CYCLOPES global products derived from VEGETATION - Part 1: Principles of the algorithm. *Remote Sensing of Environment*. 110 (3): 275 – 286.

[Baret et al., 2010](#). Baret, F., de Solana, B., Lopez-Lozanoa, R., Kai Maa and Weiss, M. 2010. GAI estimates of row crops from downward looking digital photos taken perpendicular to rows at 57.5° zenith angle: Theoretical considerations based on 3D architecture models and application to wheat crops. *Agricultural and Forest Meteorology*. 150: 1393 – 1401.

[Barry et al., 1952](#). Barry, J.-P., Bernaux, P., Bouchet, C., Kuhnholz-Lordat, G. and Renaud, P. 1952. Evolution de la végétation des Landes gasconnes d'après les amplitudes biologiques de quelques espèces à pouvoir dynamique élevé. *Annales Agronomiques*. 5: 713 – 754.

[Bary-Lenger et Nebout, 1993](#). Bary-Lenger, A. and Nebout, J.P. 1993. Le chêne. Editions du Perron. pp. 608.

Beck et al., 2006. Beck, P.S.A., Atzberger, C., Hogda, K.A., Johansen, B. and Skidmore A.K. 2006. Improved monitoring of vegetation dynamics at a very high latitudes : A new method using MODIS NDVI. *Remote Sensing of Environment*. 100: 321 – 334.

Bessemoulin, 1987. Bessemoulin, J. 1987. Atlas climatique de la France - Edition réduite. Ministère des transports - Direction de la météorologie Eds.

Bleiholder et al., 1989. Bleiholder, H., Boom, T. and Langeluddeke, P. 1989. Uniform code for phenological stages of crop and weed plants. *Gesunde Pflanzen*. 41 (11): 381 – 384.

Bonan, 2008. Bonan, G. B. 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*. 320 (5882): 1444 – 1449.

Bond-Lamberty et al., 2002. Bond-Lamberty, B., Wang, C., Gower, S. T. and Norman, J. 2002. Leaf area dynamics of a boreal black spruce fire chronosequence. *Tree Physiology*. 22 (14): 993 – 1001.

Breda, 2003. Breda, N. J. J. 2003. Ground-based measurements of leaf area index : a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of Experimental Botany*. 54 (392): 2403 – 2417.

Brown et al., 2000. Brown, L., Chen, J. M., Leblanc, S. G. and Cihlar, J. 2000. A shortwave infrared modification to the simple ratio for LAI retrieval in boreal forests: An image and model analysis. *Remote Sensing of Environment*. 71 (1): 16 – 25.

Bruno et Bartoli, 2001. Bruno, E. and Bartoli, M. 2001. First trials of the utilization of Ecoflore software to treat botanic data from the IFN. *Revue Forestière Française*. 53 (3-4): p391 – 396.

Bruno, 2008. Bruno, E. 2008. Calcul des niveaux trophique et hydrique stationnels à partir du relevé floristique. Rapport technique de l'IFN. pp. 21.

C

Cardot et al., 2008. Cardot, H., Maisongrande, P. and Faivre, R. 2008. Varying-time random effects models for longitudinal data: unmixing and temporal interpolation of remote-sensing data. *Journal of Applied Statistics*. 35 (8): 827 – 846.

Chen and Black, 1992. Chen, J. M. and Black, T. A. 1992. Defining Leaf-Area Index For Non-Flat Leaves. *Plant Cell And Environment*. 15 (4): 421 – 429.

D

Debazac, 1966. Debazac, E.F. 1966. Les modalités de la croissance en longueur chez les Pins. *Bulletin de la société botanique de France*. 113: 3 – 14.

Debouche, 1979. Debouche, C. 1979. Présentation coordonnée de différents modèles de croissance. *Revue de statistique appliquée*. 27 (4): 5 - 22.

- [DeFries et al., 1995](#). DeFries, R. S., Field, C. B., Fung, I., Justice, C. O., Los, S., Matson, P. A., Matthews, E., Mooney, H. A., Potter, C. S., Prentice, K., Sellers, P. J., Townshend, J. R. G., Tucker, C. J., Ustin, S. L. and Vitousek, P. M. 1995. Mapping the Land-surface For Global Atmosphere-biosphere Models - Toward Continuous Distributions of Vegetations Functional-properties. *Journal of Geophysical Research – Atmospheres*. 100 (D10): 20867 – 20882.
- [Delbart et al., 2005](#). Delbart, N., Kergoat, L., Le Toan, T., Lhermitte, J. and Picard, G. 2005. Determination of phenological dates in boreal regions using normalized difference water index. *Remote Sensing of Environment*. 97 (1): 26 - 38.
- [Delbart et al., 2006](#). Delbart, N., Le Toan, T., Kergoat, L. and Fedotova, V. 2006. Remote sensing of spring phenology in boreal regions : A free of snow-effect method using NOAA-AVHRR and SPOT-VGT data (1982-2004). *Remote Sensing of Environment*. 101 (1): 52 – 62.
- [Delzon, 2000](#). Delzon, S. 2000. Photosynthèse de la Molinie (*Molinia caerulea* (L.) Moench) en sous-bois de Pin maritime, aux niveaux de la feuille et du couvert. Rapport de Master de l'université Paris XI, France. pp. 32.
- [Delzon et Loustau, 2005](#). Delzon, S. and Loustau, D. 2005. Age-related decline in stand water use: sap flow and transpiration in a pine forest chronosequence. *Agricultural and Forest Meteorology*. 129 (3-4): 105 – 119.
- [Delzon et al., 2005](#). Delzon, S., Bosc, A., Cantet, L. and Loustau, D. 2005. Variation of the photosynthetic capacity across a chronosequence of maritime pine correlates with needle phosphorus concentration. *Annals of Forest Science*. 62 (6): 537 – 543.
- [Demarez et al., 2008](#). Demarez, V., Duthoit, S., Baret, F., Weiss, M. and Dedieu, G. 2008. Estimation of leaf area and clumping indexes of crops with hemispherical photographs. *Agricultural and Forest Meteorology*. 148 (4): 644 – 655.
- [Desprez-Loustau et Dupuis, 1994](#). Desprez-Loustau, M. L. and Dupuis, F. 1994. Variation in the phenology of shoot elongation between geographic provenances of maritime pine (*Pinus-Pinaster*) - Implications for the synchrony with the phenology of the twisting rust fungus, *Melampsora-Pinitorqua*. *Annales des Sciences Forestières*. 51 (6): 553 – 568.
- [Dougherty et al., 1994](#). Dougherty, P., Whitehead, D., and Vose, J.M. 1994. Environmental influences on the phenology of pine. In: *Environmental constraints on the structure and productivity of pine forest ecosystems : A comparative analysis*. *Ecological Bulletins* Eds, 64 – 75.
- [Duchemin 1998](#). Duchemin, B. 1998. Apport des capteurs satellitaires à large champ pour l'estimation de variables de fonctionnement des écosystèmes forestiers tempérés. Rapport de thèse de l'université de Toulouse 3, France. pp. 119.
- [Duchemin, 1999a](#). Duchemin, B. 1999. NOAA-AVHRR bidirectional reflectance - Modeling and application for the monitoring of a temperate forest. *Remote Sensing of Environment*. 67 (1): 51 – 67.

Duchemin et al., 1999b. Duchemin, B., Guyon, D. and Lagouarde, J. P. 1999. Potential and limits of NOAA-AVHRR temporal composite data for phenology and water stress monitoring of temperate forest ecosystems. *International Journal of Remote Sensing*. 20 (5): 895 – 917.

Duchemin et al., 1999c. Duchemin, B., Goubier, J. and Courrier, G. 1999. Monitoring phenological key stages and cycle duration of temperate deciduous forest ecosystems with NOAA/AVHRR data. *Remote Sensing of Environment*. 67 (1): 68 – 82.

Duursma et al., 2009. Duursma, R. A., Kolari, P., Peramaki, M., Pulkkinen, M., Makela, A., Nikinmaa, E., Hari, P., Aurela, M., Berbigier, P., Bernhofer, Ch., Grunwald, T., Loustau, D., Molder, M., Verbeeck, H. and Vesala, T. 2009. Contributions of climate, leaf area index and leaf physiology to variation in gross primary production of six coniferous forests across Europe : a model-based analysis. *Tree Physiology*. 29 (5): 621 – 639.

E

Elvidge et Chen, 1995. Elvidge, C. D. and Chen, Z. K. 1995. Comparison of broad-band and narrow-band red and near-infrared vegetation indexes. *Remote Sensing of Environment*. 54 (1): 38 - 48.

Eriksson et al., 2006. Eriksson, H. M., Eklundh, L., Kuusk, A. and Nilson, T. 2006. Impact of understory vegetation on forest canopy reflectance and remotely sensed LAI estimates. *Remote Sensing of Environment*. 103 (4): 408 – 418.

F

Favennec, 1999. Favennec, J. 1999. Aménagement des forêts littorales : cas des forêts dunaires du littoral atlantique français. *Revue Forestière Française*. 51 (Numéro spécial): 217 – 229.

Fisher et al., 2006. Fisher, J. I., Mustard, J. F. and Vadeboncoeur, M. A. 2006. Green leaf phenology at Landsat resolution : Scaling from the field to the satellite. *Remote Sensing of Environment*. 100 (2): 265 – 279.

Fisher et Mustard 2007. Fisher, J. I. and Mustard, J. F. 2007. Cross-scalar satellite phenology from ground, Landsat, and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*. 109 (3): 261 – 273.

Franzarig et al., 2008. Franzaring, J., Holz, I. and Fangmeier, A. 2008. Different responses of *Molinia caerulea* plants from their origins to CO₂ enrichment and nutrient supply. *Acta Oecologica - International Journal Of Ecology*. 33 (2): 176 – 187.

Frazer et al., 2001. Frazer, G. W., Fournier, R. A., Trofymow, J. A. and Hall, R. J. 2001. A comparison of digital and film fisheye photography for analysis of forest canopy structure and gap light transmission. *Agricultural and Forest Meteorology*. 109 (4): 249 – 263.

Frazer et al., 2012. Frazer, G. W., Canham, C. D. and Lertzman, K. P. Consultation le 03 octobre 2012. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. <http://www.caryinstitute.org/science-program/our-scientists/dr-charles-d-canham/gap-light-analyzer-gla>.

G

[Ganguly et al., 2010](#). Ganguly, S., Friedl, M. A., Tan, B., Zhang, X. Y. and Verma, M. 2010. Land surface phenology from MODIS : Characterization of the Collection 5 global land cover dynamics product. *Remote Sensing of Environment*. 114 (8): 1805 – 1816.

[Gardingen et al., 1999](#). Gardingen, P. R., Jackson, G. E., Hernandez-Daumas, S., Russell, G. and Sharp, L. 1999. Leaf area index estimates obtained for clumped canopies using hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*. 94 (3-4): 243 – 257.

[Garrigues et al., 2008](#). Garrigues, S., Shabanov, N. V., Swanson, K., Morisette, J. T., Baret, F. and Myneni, R. B. 2008. Intercomparison and sensitivity analysis of Leaf Area Index retrievals from LAI-2000, AccuPAR, and digital hemispherical photography over croplands. *Agricultural and Forest Meteorology*. 148 (8-9): 1193 – 1209.

[Garrity et al., 2011](#). Garrity, S.R., Bohrer, G., Maurer, K.D., Mueller, K.L., Vogel, C.S. and Curtis, P.S. 2011. A comparison of multiple phenology data sources for estimating seasonal transitions in deciduous forest carbon exchange. *Agricultural and Forest Meteorology*. 151: 1741 – 1752.

[Gaudio et al., 2011](#). Gaudio, N., Balandier, P., Dumas, Y. and Ginisty, C. 2011. Growth and morphology of three forest understorey species (*Calluna vulgaris*, *Molinia caerulea* and *Pteridium aquilinum*) according to light availability. *Forest Ecology and Management*. 261: 489–498.

[Gerea, 1985](#). Collectivité du Groupe d'Etudes et de Recherche en Ecologie Appliquée (GEREA). 1985. Intérêt écologique et fragilité des zones humides des Landes de Gascogne. Conseil régional d'Aquitaine Eds. pp. 96.

[Gibelin et al., 2006](#). Gibelin, A. L., Calvet, J. C., Roujean, J. L., Jarlan, L. and Los, S. O. 2006. Ability of the land surface model ISBA-A-gs to simulate leaf area index at the global scale : Comparison with satellites products. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*. 111 (D18): D18102.

[GIEC, 2007](#). Collectivité du GIEC. 2007. Changements climatiques 2007 : Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. In: Résumé à l'intention des décideurs. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor et H.L. Miller Eds. pp. 18.

[Gordon et al., 1999](#). Gordon, C., Woodin, S. J., Alexander, I. J. and Mullins, C. E. 1999. Effects of increased temperature, drought and nitrogen supply on two upland perennials of contrasting functional type : *Calluna vulgaris* and *Pteridium aquilinum*. *New Phytologist*. 142 (2): 243 – 258.

[Gower et al., 1999](#). Gower, S. T., Kucharik, C. J. and Norman, J. M. 1999. Direct and indirect estimation of leaf area index, f(APAR), and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote Sensing of Environment*. 70 (1): 29 – 51.

[Gonzalez et al. \(2013\)](#). Gonzales, M., Augusto, L., Gallet-Budynek, A., Xue, J., Yauschew-Raguenes, N., Guyon, D., Trichet, P., Delerue, F., Niollet, S., Andreasson, F., Achat, D. L. and Bakker, M. R. 2013. Contribution of understory species to total ecosystem aboveground and below ground biomass in temperate *Pinus pinaster* Ait. Forests. *Forest Ecology and Management*. 289: 38 – 47.

[Granier et Loustau, 1994](#). Granier, A. and Loustau, D. 1994. Measuring and modeling the transpiration of a maritime pine canopy from sap-flow data. *Agricultural and Forest Meteorology*. 71 (1-2): 61 – 81.

[Guillot, 2011](#). Guillot, M. 2011. Analyse rétrospective des relations nappe- végétation de sous-bassins versants forestiers de la rivière Leyre. Rapport de thèse de l'université de Bordeaux I - Ecole doctorale Sciences et Environnement, France. pp. 311.

[Gusewell, 2005](#). Gusewell, S. 2005. Responses of wetland graminoids to the relative supply of nitrogen and phosphorus. *Plant Ecology*. 176 (1): 35 – 55.

[Guyon et al., 2001](#). Guyon, D., Courrier, G. and Berbigier, P. 2001. Sensitivity analysis of coniferous reflectance with canopy structure and undergrowth characteristics from satellite data and modelling (case study : Landes Maritime Pine Forest). In: 8th International Symposium « Physical Measurements & Signatures in Remote Sensing », CNES, 387 – 392.

[Guyon et al., 2003](#). Guyon, D., Berbigier, P., Courrier, G., Lagouarde, J. P. and Moreau, P. 2003. LAI estimation in managed maritime pine ecosystem from directions gap fraction measurements. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 29 (3): 336 – 348.

[Guyon et al., 2006](#). Guyon, D., Cardot, H., Hamel, S. and Hagolle, O. 2006. Monitoring and mapping the phenology of the maritime pine forests of South-Western France from VEGETATION time-series. In: 2nd International Symposium on Recent Advances in Quantitative Remote Sensing Torrent, José A. Sobrino Eds, p. 450 – 454.

[Guyon et al., 2011](#). Guyon, D., Guillot, M., Vitasse, Y., Cardot, H., Hagolle, O., Delzon, S. and Wigneron, J. P. 2011. Monitoring elevation variations in leaf phenology of deciduous broadleaf forests from SPOT/VEGETATION time-series. *Remote Sensing of Environment*. 115 (2): 615 – 627.

H

[Hagolle et al., 2005](#). Hagolle, O., Lobo, A., Maisongrande, P., Cabot, F., Duchemin, B. and De Pereyra, A. 2005. Quality assessment and improvement of temporally composited products of remotely sensed imagery by combination of VEGETATION 1 and 2 images. *Remote Sensing of Environment*. 94 (2): 172 – 186.

[Han et al., 2004](#). Han, K. S., Champeaux, J. L. and Roujean, J. L. 2004. A land cover classification product over France at 1 km resolution using SPOT4/VEGETATION data. *Remote Sensing of Environment*. 92 (1): 52 – 66.

[Heiskanen et al., 2012](#). Heiskanen, J., Rautiainen, M., Stenberg, P., Möttöus, M., Vesanto, V.-H., Korhonen, L. and Majasalmi, T. 2012. Seasonal variation in MODIS LAI for a boreal forest area in Finland. *Remote Sensing of Environment*. 126: 104 - 115.

[Hendriksson et al., 2004](#). Hendrickson, L., Ball, M.C., Wood, J.T., Chow, W.S. and Furbank R.T. 2004. Low temperature effects on photosynthesis and growth of grapevine. *Plant Cell and Environment*. 27: 795 – 809.

[Hu et al., 2000](#). Hu, B. X., Inanen, K. and Miller, J. R. 2000. Retrieval of leaf area index and canopy closure from CASI data over the BOREAS flux tower sites. *Remote Sensing of Environment*. 74 (2): 255 – 274.

[Huete et al., 2002](#). Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X. and Ferreira, L. G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*. 83 (1-2): 195 – 213.

I

[IFN, 2003](#). Collectivité de l'Inventaire Forestier National (IFN). 2003. Inventaire forestier départemental - Massif des Landes de Gascogne : VIe inventaire 1998-1999-2000. Rapport technique de l'Inventaire Forestier National (IFN). pp. 72.

[Infoclimat, 2012](#). Collectivité d'INFOCLIMAT. Consultation le 20 septembre 2012. Normes et records 1961-1990. <http://www.infoclimat.fr/climatologie/>.

J

[Jarosz et al., 2008](#). Jarosz, N., Brunet, Y., Lamaud, E., Irvine, M., Bonnefond, J. M. and Loustau, D. 2008. Carbon dioxide and energy flux partitioning between the understorey and the overstorey of a maritime pine forest during a year with reduced soil water availability. *Agricultural and Forest Meteorology*. 148 (10): 1508 – 1523.

[Jolivet, 1996](#). Jolivet, C. 1996. Evolution des stocks de carbone organique des sols sous l'effet d'un changement d'occupation : Possibilité de généralisation spatiale sur les Landes de Gascogne. Rapport de Master de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. pp. 72.

[Jolivet et al., 2007](#). Jolivet, C., Augusto, L., Trichet, P. and Arrouays, D. 2007. Les sols du massif forestier des Landes de Gascogne : formation, histoire, propriétés et variabilité spatiale. *Revue Forestière Française*. 59 (1): 7 – 30.

[Jonckheere et al., 2004](#). Jonckheere, I., Fleck, S., Nackaerts, K., Muys, B., Coppin, P., Weiss, M. and Baret, F. 2004. Review of methods for in situ leaf area index determination - Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*. 121 (1-2): 19 – 35.

[Jonsson et Eklundh, 2004](#). Jonsson, P. and Eklundh, L. 2004. TIMESAT - a program for analyzing time-series of satellite sensor data. *Computers & Geosciences*. 30 (8): 833 – 845.

[Jonsson et al., 2010](#). Jonsson, A. M., Eklundh, L., Hellstrom, M., Barring, L. and Jonsson, P. 2010. Annual changes in MODIS vegetation indices of Swedish coniferous forests in relation to snow dynamics and tree phenology. *Remote Sensing of Environment*. 114 (11): 2719 – 2730.

[Juste, 1989](#). Juste, C. 1989. Caractéristiques et évolution de la matière organique en sols sableux. In: Etude et mise en valeur des sols sableux de Pologne et de France, Actes du colloque Franco-Polonais, Orléans-Bordeaux, J. Chretien and M. Jamagne Eds, 135 – 142.

K

[Kirkham et al., 2006](#). Kirkham, F.W., Harvey, S. and Gundry, A.L. 2006. Factors Influencing the Growth and Distribution of Common Heather, *Calluna Vulgaris* (L.) Hull. Rapport technique de l'ADAS.

[Kobayashi et al., 2007](#). Kobayashi, H., Suzuki, R. and Kobayashi, S. 2007. Reflectance seasonality and its relation to the canopy leaf area index in an eastern Siberian larch forest: Multi-satellite data and radiative transfer analyses. *Remote Sensing of Environment*. 106 (2): 238 – 252.

[Koetz et al., 2005](#). Koetz, B., Baret, F., Poilve, H. and Hill, J. 2005. Use of coupled canopy structure dynamic and radiative transfer models to estimate biophysical canopy characteristics. *Remote Sensing of Environment*. 95: 115 – 124.

[Kremer et Roussel, 1986](#). Kremer, A. and Roussel, G. 1986. Subdivision of shoot growth of maritime pine (*Pinus-Pinaster* Ait) - Geographic-variation of morphogenetical and phenological components. *Annales des Sciences Forestières*. 43 (1): 15 - 33.

[Kuusk et al., 2004](#). Kuusk, A., Lang, M. and Nilson, T. 2004. Simulation of the reflectance of ground vegetation in sub-boreal forests. *Agricultural and Forest Meteorology*. 126 (1-2): 33-46.

L

[Lang et Xiang, 1986](#). Lang, A. R. G. and Xiang, Y. Q. 1986. Estimation of Leaf-area Index From Transmission of Direct Sunlight In Discontinuous Canopies. *Agricultural and Forest Meteorology*. 37 (3): 229 – 243.

[Leblanc et al., 2005](#). Leblanc, S. G., Chen, J. M., Fernandes, R., Deering, D. W. and Conley, A. 2005. Methodology comparison for canopy structure parameters extraction from digital hemispherical photography in boreal forests. *Agricultural and Forest Meteorology*. 129 (3-4): p187 – 207.

[Lebourgeois et al., 2002](#). Lebourgeois, F., Differt, J., Granier, A., Breda, N. and Ulrich, E. 2002. Premières observations phénologiques des peuplements du réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (RENECOFOR). *Revue Forestière Française*. 54 (5): 407 – 418.

[Lemoine 1991](#). Lemoine, B. 1991. Growth and Yield of Maritime Pine (*pinus-pinaster* Ait) - the Average Dominant Tree of the Stand. *Annales des Sciences Forestières*. 48 (5): 593 – 611.

[Lesgourgues et al., 1997](#). Lesgourgues, Y., Merzeau, D., Cremiere, L. and Bailleres, V. 1997. Conduite des boisements de Pin Maritime sur le plateau landais : Itinéraires techniques - Pistes pour le futur. In: Actes du IVe colloque Arbora, 207 – 222.

[Lesgourgues et Drouineau, 2009](#). Les gourgues, Y. and Drouineau, S. 2009. Elaboration de nouveaux itinéraires techniques de régénération de la forêt landaise en réponse aux scénarios possibles. *Innovations Agronomiques*. 6: 101 – 112.

[Lobo et al., 2010](#). Lobo, A., Maisongrande, P., and Coret, L. 2010. The impact of the heat wave of summer 2003 in SW Europe as observed from satellite imagery. *Physics and Chemistry of the Earth*. 35 (1-2): 19 – 24.

[Loustau et Cochard, 1991](#). Loustau, D. and Cochard, H. 1991. Use of a portable transpiration chamber for estimating the evapotranspiration of the understory of a maritime pine stand. *Annales des Sciences Forestières*. 48 (1): 29 – 45.

[Loustau et al., 1996](#). Loustau, D., Berbigier, P. and Kramer, K. 1996. Sensitivity of the water balance of south-western France maritime pine forests to climate. In: *Proceedings of the international conference on impacts of global change on tree physiology and forest ecosystems*, 193 – 205.

[Loustau et al., 1999](#). Loustau, D., Bert, D. and Trichet, P. 1999. Primary production and productivity of the Landes de Gascogne forests: Implications for a sustainable management. *Revue Forestière Française*. 51n (5): 571 – 591.

[Loustau et al., 2005](#). Loustau, D., Bosc, A., Colin, A., Ogee, J., Davi, H., Francois, C., Dufrene, E., Deque, M., Cloppet, E., Arrouays, D., Le Bas, C., Saby, N., Pignard, G., Hamza, N., Granier, A., Breda, N., Ciais, P., Viovy, N. and Delage, F. 2005. Modeling climate change effects on the potential production of French plains forests at the sub-regional level. *Tree Physiology*. 25 (7): 813 – 823.

M

[Maignan et al. 2008](#). Maignan, F., Breon, F. M., Bacour, C., Demarty, J. and Poirson, A. 2008. Interannual vegetation phenology estimates from global AVHRR measurements - Comparison with in situ data and applications. *Remote Sensing of Environment*. 112 (2): 496 – 505.

[Maisongrande et al., 2004](#). Maisongrande, P., Duchemin, B. and Dedieu, G. 2004. VEGETATION/SPOT: an operational mission for the Earth monitoring; presentation of new standard products. *International Journal of Remote Sensing*. 25 (1): 9– 14.

[Maizeret, 2005](#). Maizeret, C. 2005. Les Landes de Gascogne. Delachaux et Niestlé Eds. Collection « La France du Naturaliste ». pp. 256.

[Marrs et Watt, 2006](#). Marrs, R. H. and Watt, A. S. 2006. Biological flora of the british isles : *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. *Journal Of Ecology*. 94 (6): 1272 – 1321.

[Maugé, 1987](#). Maugé, J.P. 1987. Le pin maritime, premier résineux de France. Institut pour le Développement Forestier (IDF). pp. 191.

[Meredieu et al., 2009](#). Meredieu, C., Dreyfus, Ph., Cucchi, C., Saint-André, L., Perret, S., Deleuze, C., Dhôte, J.F. and de Coligny, F. 2009. Utilisation du logiciel Capsis pour la gestion forestière. *Forêt-entreprise*. 186: 32 – 36.

[Météo France, 2012](#). Collectivité de Météo France. Consultation le 20 septembre 2012. Bulletin France - Météo France Relevés : Bordeaux - Merignac 2012.
http://climat.meteofrance.com/chgt_climat2/climat_france?CLIMAT_PORTLET_path=climat_station%2F33281001.

[Milne et al., 2002](#). Milne, J. A., Pakeman, R. J., Kirkham, F. W., Jones, I. P. and Hossell, J. E. 2002. Biomass production of upland vegetation types in England and Wales. *Grass and Forage Science*. 57 (4): 373 – 388.

[Moreaux et al., 2011](#). Moreaux, V., Lamaud, E., Bosc, A., Bonnefond, J. M., Medlyn, B. E. and Loustau, D. 2011. Paired comparison of water, energy and carbon exchanges over two young maritime pine stands (*Pinus pinaster* Ait.) : effects of thinning and weeding in the early stage of tree growth. *Tree Physiology*. 31 (9): 903 – 921.

[Moriasi et al., 2007](#). Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D. and Veith, T. L. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the Asabe*. 50 (3): 885 – 900.

[Moulin et al., 1997](#). Moulin, S., Kergoat, N., Viovy, N. and Dedieu, G. 1997. Global-Scale Assessment of Vegetation Phenology Using NOAA/AVHRR Satellite Measurements. *Journal of Climate*. 10: 1154–1170.

[Myneni et al., 1997](#). Myneni, R. B., Keeling, C. D., Tucker, C. J., Asrar, G. and Nemani, R. R. 1997. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature*. 386: 698 – 702.

[Myneni et al., 2002](#). Myneni, R. B., Hoffman, S., Knyazikhin, Y., Privette, J. L., Glassy, J., Tian, Y., Wang, Y., Song, X., Zhang, Y., Smith, G. R., Lotsch, A., Friedl, M., Morisette, J. T., Votava, P., Nemani, R. R. and Running, S. W. 2002. Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. *Remote Sensing of Environment*. 83 (1-2): 214 – 231.

N

[Nagai et al., 2010](#). Nagai, S., Nasahara, K. N., Muraoka, H., Akiyama, T. and Tsuchida, S. 2010. Field experiments to test the use of the normalized-difference vegetation index for phenology detection. *Agricultural and Forest Meteorology*. 150 (2): 152 – 160.

[Nilson, 1999](#). Nilson, T. 1999. Inversion of gap frequency data in forest stands. *Agricultural and Forest Meteorology*. 98-99: 437 – 448.

[Nilson et al., 2008](#). Nilson, T., Suviste, S., Lukk, T. and Eenmaa, A. 2008. Seasonal reflectance course of some forest types in Estonia from a series of Landsat TM and SPOT images and via simulation. *International Journal of Remote Sensing*. 29 (17-18): 5073 – 5091.

[Nunes de Lima, 2005](#). Nunes de Lima, M.V. 2005. CORINE Land Cover updating for the year 2000 : IMAGE2000 and CLC2000. Products and Methods. European Commission - Joint Research Centre, Ispra, Italy.

O

[Ogée et al., 2003](#). Ogée, J., Brunet, Y., Loustau, D., Berbigier, P. and Delzon, S. 2003. MuSICA, a CO₂, water and energy multilayer, multileaf pine forest model: evaluation from hourly to yearly time scales and sensitivity analysis. *Global Change Biology*. 9 (5): 697 – 717.

[Oikawa et al. \(2004\)](#). Oikawa, S., Hikosaka, K., Hirose, T., Shiyomi, M., Takahashi, S. and Hori, Y. 2004. Cost-benefit relationships in fronds emerging at different times in a deciduous fern, *Pteridium aquilinum*. *Canadian Journal of Botany*. 82 (4): 521 – 527.

P

[Papy, 1948](#). Papy, L. 1948. L'ancienne vie pastorale dans la Grande Lande. *Revue de géographie des Pyrénées et du Sud-Ouest*. 1-2: 5 – 16.

[Parry et al., 2007](#). Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J..P. et les auteurs de 2007. 2007. Bilan 2007 des changements climatiques: Impacts, adaptation et vulnérabilité. Contribution du Groupe de travail II au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. In: Résumé technique. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York Eds, 24 – 102.

[Pedelty et al., 2007](#). Pedelty, J., Devadiga, S., Masuoka, E., Brown, M., Pinzon, J., Tucker, C., Roy, D., Ju, J., Vermote, E., Prince, S., Nagol, J., Justice, C., Schaaf, C., Liu, J., Privette, J. and Pinheiro, A. 2007. Generating a Long-term Land Data Record from the AVHRR and MODIS instruments. In: IGARSS 2007 : IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. IEEE Eds, 1021 – 1024.

[Pisek et al., 2012](#). Pisek, J., Rautiainen, M., Heiskanen, J. and Mottus, M. 2012. Retrieval of seasonal dynamics of forest understory reflectance in a Northern European boreal forest from MODIS BRDF data. *Remote Sensing of Environment*. 117: 464 – 468.

[Pontailleur et al., 2003](#). Pontailleur, J.Y., Hymus, G.J. and Drake, B.G. 2003. Estimation of leaf area index using ground-based remote sensed NDVI measurements: validation and comparison with two indirect techniques. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 29 (3): 381 – 387.

[Poorter et De Jong, 1999](#). Poorter, H. and De Jong, R. 1999. A comparison of specific leaf area, chemical composition and leaf construction costs of field plants from 15 habitats differing in productivity. *New Phytologist*. 143 (1): 163 – 176.

[Porté, 1999](#). Porté, A. 1999. Modélisation des effets du bilan hydrique sur la production primaire et la croissance d'un couvert de Pin maritime (*Pinus pinaster* Ait) en Lande Humide. Rapport de thèse de l'université Paris XI Orsay, France. pp. 197.

[Porté et al., 2000](#) . Porté, A., Bosc, A., Champion, I. and Loustau, D. 2000. Estimating the foliage area of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) branches and crowns with application to modelling the foliage area distribution in the crown. *Annals of Forest Science*. 57 (1): 73 – 86.

[Porté, 2003](#). Porté, A. 2003. Relations allométriques sur Pin maritime en Lande humide. Version1: état des lieux des relations arbre en avril 2003. Rapport technique de l'INRA. pp. 5.

[Porté et al., 2009](#). Porté, A. J., Samalens, J. C., Dulhoste, R., Cros, R. T., du Bosc, A. and Meredieu, C. 2009. Using cover measurements to estimate aboveground understorey biomass in Maritime pine stands. *Annals of Forest Science*. 66 (3): 307p1 – 307p11.

[Prieto et al., 2009](#). Prieto, P., Penuelas, J., Niinemets, U., Ogaya, R., Schmidt, I. K., Beier, C., Tietema, A., Sowerby, A., Emmett, B. A., Lang, E. K., Kroel-Dulay, G., Lhotsky, B., Cesaraccio, C., Pellizzaro, G., de Dato, G., Sirca, C. and Estiarte, M. 2009. Changes in the onset of spring growth in shrubland species in response to experimental warming along a north-south gradient in Europe. *Global Ecology and Biogeography*. 18 (4): 473 – 484.

[Pro Silva, 2009](#). Collectivité de Pro Silva. 2009. La Sylviculture Naturelle et Continue. Rapport technique de Pro Silva. pp. 4.

R

[R, 2010](#). Collectivité de R Development Core Team. 2010. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Autriche.

[Rameau et al., 1989](#). Rameau, J.C., Mansion, D. and Dume, G. 1989. Flore forestière française : Plaines et collines. Institut pour le Développement Forestier (IDF) Eds. pp. 1785.

[Rasband, 2012](#). Rasband, W.S. Consultation le 03 octobre 2012. ImageJ. <http://imagej.nih.gov/ij/>.

[Rasmussen et al., 2003](#). Rasmussen, L. H., Kroghsbo, S., Frisvad, J. C. and Hansen, H. C. B. 2003. Occurrence of the carcinogenic Bracken constituent ptaquiloside in fronds, topsoils and organic soil layers in Denmark. *Chemosphere*. 51 (2): 117 – 127.

[Rautiainen et al., 2007](#). Rautiainen, M., Suomalainen, J., Mottus, M., Stenberg, P., Voipio, P., Peltoniemi, J. and Manninen, T. 2007. Coupling forest canopy and understory reflectance in the Arctic latitudes of Finland. *Remote Sensing of Environment*. 110 (3): 332 – 343.

[Rautiainen et al., 2009](#). Rautiainen, M., Nilson, T. and Lukk, T. 2009. Seasonal reflectance trends of hemiboreal birch forests. *Remote Sensing of Environment*. 113 (4): 805 – 815.

[Rautiainen et al., 2011](#). Rautiainen, M., Mottus, M., Heiskanen, J., Akujarvi, A., Majasalmi, T. and Stenberg, P. 2011. Seasonal reflectance dynamics of common understory types in a northern European boreal forest. *Remote Sensing of Environment*. 115 (12): 3020 – 3028.

[Regniers, 2011](#). Regniers, O. 2011. Cartographie de l'indice de surface foliaire dans la forêt des Landes au moyen d'images satellite à haute résolution. Rapport de Master de l'université Bordeaux 3, France. pp. 73.

[Regniers et al., 2012](#). Regniers, O., Govind, A., Guyon, D., Wigneron, J. P. and Baret, F. 2012. A multiscale and multisensor approach of LAI retrieval in a maritime pine ecosystem. In: IGARSS 2012 Symposium, Munich, 22-27 July 2012. 1695 – 1698.

[Rey, 1948](#). Rey, P. 1948. Les types de landes de Gascogne. In: Au secours de la forêt landaise. La Caisse de Prévoyance des Landes et son œuvre, p. 52 – 55.

[Richardson et al., 2007](#). Richardson, A. D., Jenkins, J. P., Braswell, B. H., Hollinger, D. Y., Ollinger, S. V. and Smith, M. L. 2007. Use of digital webcam images to track spring green-up in a deciduous broadleaf forest. *Oecologia*. 152 (2): 323 – 334.

[Rivalland et al., 2005](#). Rivalland, V., Calvet, J. C., Berbigier, P., Brunet, Y. and Granier, A. 2005. Transpiration and CO₂ fluxes of a pine forest - modelling the undergrowth effect. *Annales Geophysicae*. 23 (2): 291 – 304.

[Rossi et al., 2009](#). Rossi, S., Rathgeber, C. B. K. and Deslauriers, A. 2009. Comparing needle and shoot phenology with xylem development on three conifer species in Italy. *Annals of Forest Science*. 66 (2): 206.

[Roujean et al., 1992](#). Roujean, J. L., Leroy, M. and Deschamps, P. Y. 1992. A Bidirectional Reflectance Model of the Earths Surface For the Correction of Remote-sensing Data. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*. 97 (D18): 20455 – 20468.

S

[Sardin et al., 2003](#). Sardin, T., Canteloup, D., Ansolabehere, J.-M., Beautret, J.-P. and Belliard, T., Beylard J.-F., Capelle, V., Dumas, J.-M., Gourgues, S., Hautclocq, J.-L., Lanusse, M., Sulpy J.-P. and Villiers, T. 2003. Guide de sylviculture du Pin Maritime de Lande. Rapport technique de l'Office National des Forêts (ONF). pp. 82.

[Schwartz, 2003](#). Schwartz, M.D. 2003. Introduction. In: PHENOLOGY : An Integrative Environmental Science. Schwartz, M.D Eds, 3 – 7.

[Serbin et al., 2009](#). Serbin, S. P., Gower, S. T. and Ahl, D. E. 2009. Canopy dynamics and phenology of a boreal black spruce wildfire chronosequence. *Agricultural and Forest Meteorology*. 149 (1): 187 – 204.

[Shaiek et al., 2011](#). Shaiek, O., Loustau, D., Trichet, P., Méredieu, C., Bachtobji, B., Garchi, G. and El Aouni, M.H. 2011. Generalized biomass equations for the main aboveground biomass components of maritime pine across contrasting environments. *Annals of Forest Science*. 68: 443 – 452.

[Soudani et al., 2008](#). Soudani, K., le Maire, G., Dufrene, E., Francois, C., Delpierre, N., Ulrich, E. and Cecchini, S. 2008. Evaluation of the onset of green-up in temperate deciduous broadleaf forests derived from Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data. *Remote Sensing of Environment*. 112 (5): 2643 – 2655.

[Soudani et al., 2012](#). Soudani, K., Hmimina, G., Delpierre, N., Pontailier, J.-Y., Aubinet, M., Bonal, D., Caquet, B., de Grandcourt, A., Burban, B., Flechard, C., Guyon, D., Granier, A., Gross, P., Heinesh, B., Longdoz, B., Loustau, D., Moureaux, C., Ourcival, J.-M., Rambal, S., Saint-André, L. and Dufrene, E. 2012. Ground-based Network of NDVI measurements for tracking temporal dynamics of canopy structure and vegetation phenology in different biomes. *Remote Sensing of Environment*. 123: 234 – 245.

[Spanner et al., 1990](#). Spanner, M. A., Pierce, L. L., Peterson, D. L. and Running, S. W. 1990. Remote sensing of temperate coniferous forest leaf area index. The influence of canopy closure, understory vegetation and background reflectance. *International Journal of Remote Sensing*. 11 (1): 95 – 111.

[Stahl, 2005](#). Stahl, C. 2005. Réponses phénologiques et écophysiologicals à l'ouverture du couvert de trois espèces herbacées du sous-bois de pin maritime. Rapport de Master de l'université de Bordeaux I, France. pp. 33.

[Stella et al., 2009](#). Stella, P., Lamaud, E., Brunet, Y., Bonnefond, J. M., Loustau, D. and Irvine, M.. 2009. Simultaneous measurements of CO₂ and water exchanges over three agroecosystems in South-West France. *Biogeosciences*. 6: 2957 – 2971.

[Stenberg et al., 2003](#). Stenberg, P., Nilson, T., Smolander, H. and Voipio, P. 2003. Gap fraction based estimation of LAI in Scots pine stands subjected to experimental removal of branches and stems. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 29 (3): 363 – 370.

[Stokes et al., 2003](#). Stokes, K. E., Bullock, J. M. and Watkinson, A. R. 2003. *Ulex gallii* Planch. and *Ulex minor* Roth. *Journal of Ecology*. 91 (6): 106 – 1124.

T

[Taylor et al., 2001](#). Taylor, K., Rowland, A. P. and Jones, H. E. 2001. *Molinia caerulea* (L.) Moench. *Journal Of Ecology*. 89 (1): 126 – 144.

[Timbal et Maizeret, 1998](#). Timbal, J. and Maizeret, C. 1998. Biodiversité végétale et gestion durable de la forêt landaise de pin maritime : bilan et évolution. *Revue Forestière Française*. 50 (5): 403 – 424.

[Tremblay et Larocque, 2001](#). Tremblay, N. O. and Larocque, G. R. 2001. Seasonal dynamics of understory vegetation in four eastern Canadian forest types. *International Journal of Plant Sciences*. 162 (2): 271 – 286.

[Trichet et al., 1999](#). Trichet, P., Jolivet, C., Arrouays, D., Loustau, D., Bert, D. and Ranger, J. 1999. Le maintien de la fertilité des sols forestiers landais dans le cadre de la sylviculture intensive du pin maritime. *Etude et Gestion des Sols*. 6 (4): 197 – 214.

[Tsoularis et Wallace, 2002](#). Tsoularis, A. and Wallace, J. 2002. Analysis of logistic growth models. *Mathematical Biosciences*. 179 (1): 21 – 55.

[Tuanmu et al., 2010](#). Tuanmu, M. N., Vina, A., Bearer, S., Xu, W. H., Ouyang, Z. Y., Zhang, H. M. and Liu, J. G. 2010. Mapping understory vegetation using phenological characteristics derived from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*. 114 (8): 1833 – 1844.

V

[Vina et al., 2008](#). Vina, A., Bearer, S., Zhang, H., Ouyang, Z. and Liu, J. 2008. Evaluating MODIS data for mapping wildlife habitat distribution. *Remote Sensing of Environment*. 112 (5): 2160 – 2169.

[Vitasse et al., 2010](#). Vitasse, Y., Bresson, C., Kremer, A., Michalet, R. and Delzon, S. 2010. Quantifying phenological plasticity to temperature in two temperate tree species. *Functional Ecology*. 24 (6): 1211 – 1218.

W

[Walter, 2012](#). Walter, J.M. Consultation le 03 octobre 2012. CIMES-FISHEYE. Hemispherical Photography of Forest Canopies. A Package of Programs for the Determination of Canopy Geometry and Solar Radiation Regimes through Hemispherical Photographs. <http://jmnw.free.fr/>.

[Wang et al., 2005](#). Wang, Q., Adiku, S., Tenhunen, J. and Granier, A. 2005. On the relationship of NDVI with leaf area index in a deciduous forest site. *Remote Sensing of Environment*. 94 (2): 244 – 255.

[Weiss et al., 2004](#). Weiss, M., Baret, F., Smith, G. J., Jonckheere, I. and Coppin, P. 2004. Review of methods for in situ leaf area index (LAI) determination. Part II. Estimation of LAI, errors and sampling. *Agricultural and Forest Meteorology*. 121 (1-2): 37 – 53.

[Weiss et al., 2007](#). Weiss, M., Baret, F., Garrigues, S. and Lacaze, R. 2007. LAI and fAPAR CYCLOPES global products derived from VEGETATION - Part 2 - validation and comparison with MODIS collection 4 products. *Remote Sensing of Environment*. 110 (3): p317 – 331.

[Weiss et Baret, 2010](#). Weiss, M. and Baret, F. 2010. CAN-EYE V6.1 USER MANUAL. Manuel technique de l'INRA. pp. 47.

[Wessels et al., 2011](#). Wessels, K., Steenkamp, K., von Maltitz, G. and Archibald, S. 2011. Remotely sensed vegetation phenology for describing and predicting the biomes of South Africa. *Applied Vegetation Science*. 14 (1): 49 – 66.

X

[Xiao et al., 2002](#). Xiao, X. M., Boles, S., Liu, J. Y., Zhuang, D. F. and Liu, M. L. 2002. Characterization of forest types in Northeastern China, using multi-temporal SPOT-4 VEGETATION sensor data. *Remote Sensing of Environment*. 82 (2-3): 335 – 348.

[Xiao et al., 2004](#). Xiao, X. M., Hollinger, D., Aber, J., Goltz, M., Davidson, E. A., Zhang, Q. Y. and Moore, B. 2004. Satellite-based modeling of gross primary production in an evergreen needleleaf forest. *Remote Sensing of Environment*. 89 (4): 519 – 534.

Z

[Zhang et al., 2003](#). Zhang, X. Y., Friedl, M. A., Schaaf, C. B., Strahler, A. H., Hodges, J. C. F., Gao, F., Reed, B. C. and Huete, A. 2003. Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote Sensing of Environment*. 84: 471 – 475.

[Zhang et al., 2006](#). Zhang, X., Friedl, M.A., Schaaf, C.B. 2006. Global vegetation phenology from Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) : Evaluation of global patterns and comparison with in situ measurements. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*. 111 (G4): G04017.

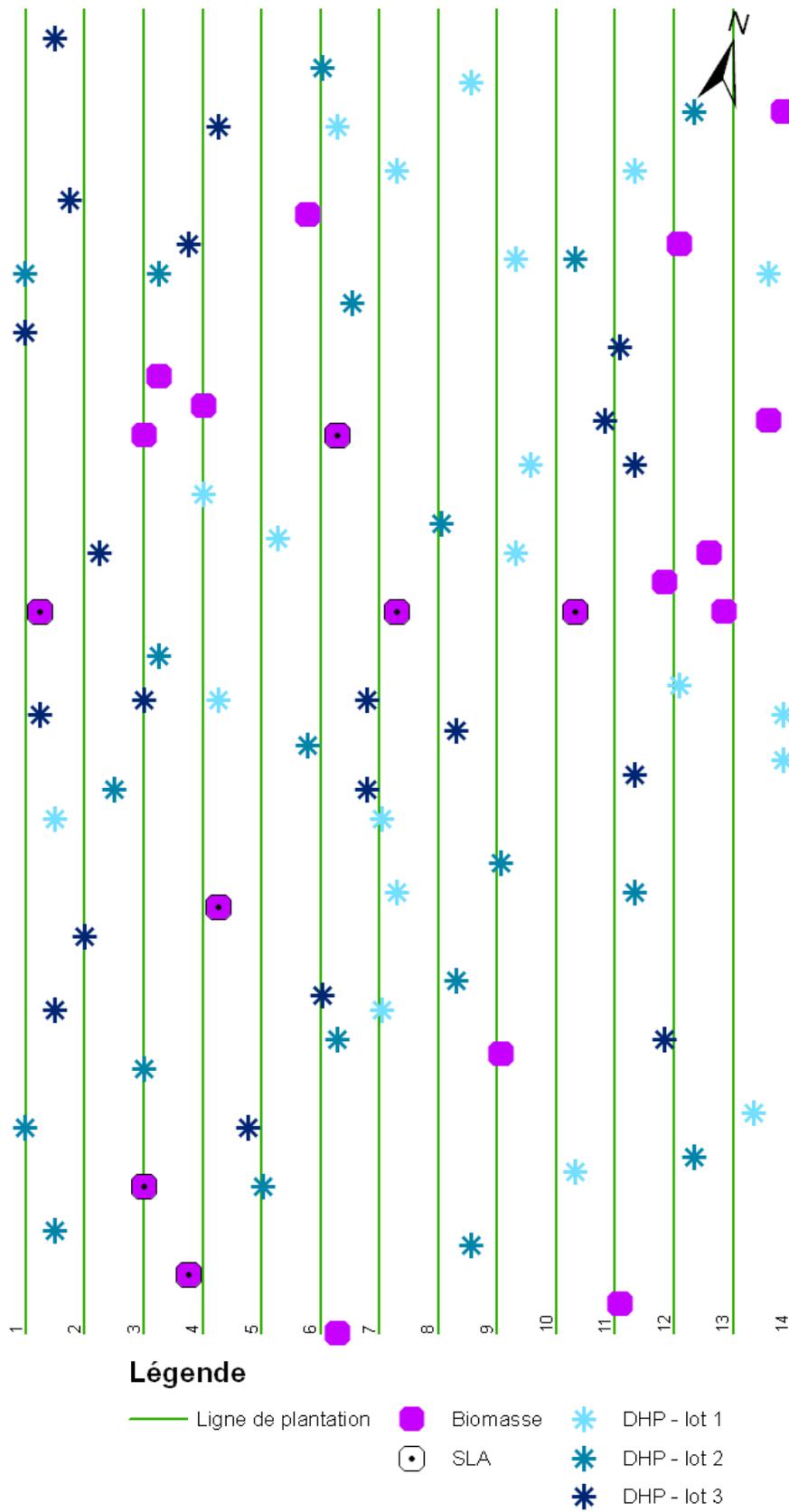
[Zhang et al., 2009](#). Zhang, X., Friedl, M.A., Schaaf, C.B. 2009. Sensitivity of vegetation phenology detection to the temporal resolution of satellite data. *International Journal of Remote Sensing*. 30 (8): 2061 – 2074.

[Zhou et al., 2001](#). Zhou, L. M., Tucker, C. J., Kaufmann, R. K., Slayback, D., Shabanov, N. V. and Myneni, R. B. 2001. Variations in northern vegetation activity inferred from satellite data of vegetation index during 1981 to 1999. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*. 106 (D17): 20069 – 20083.

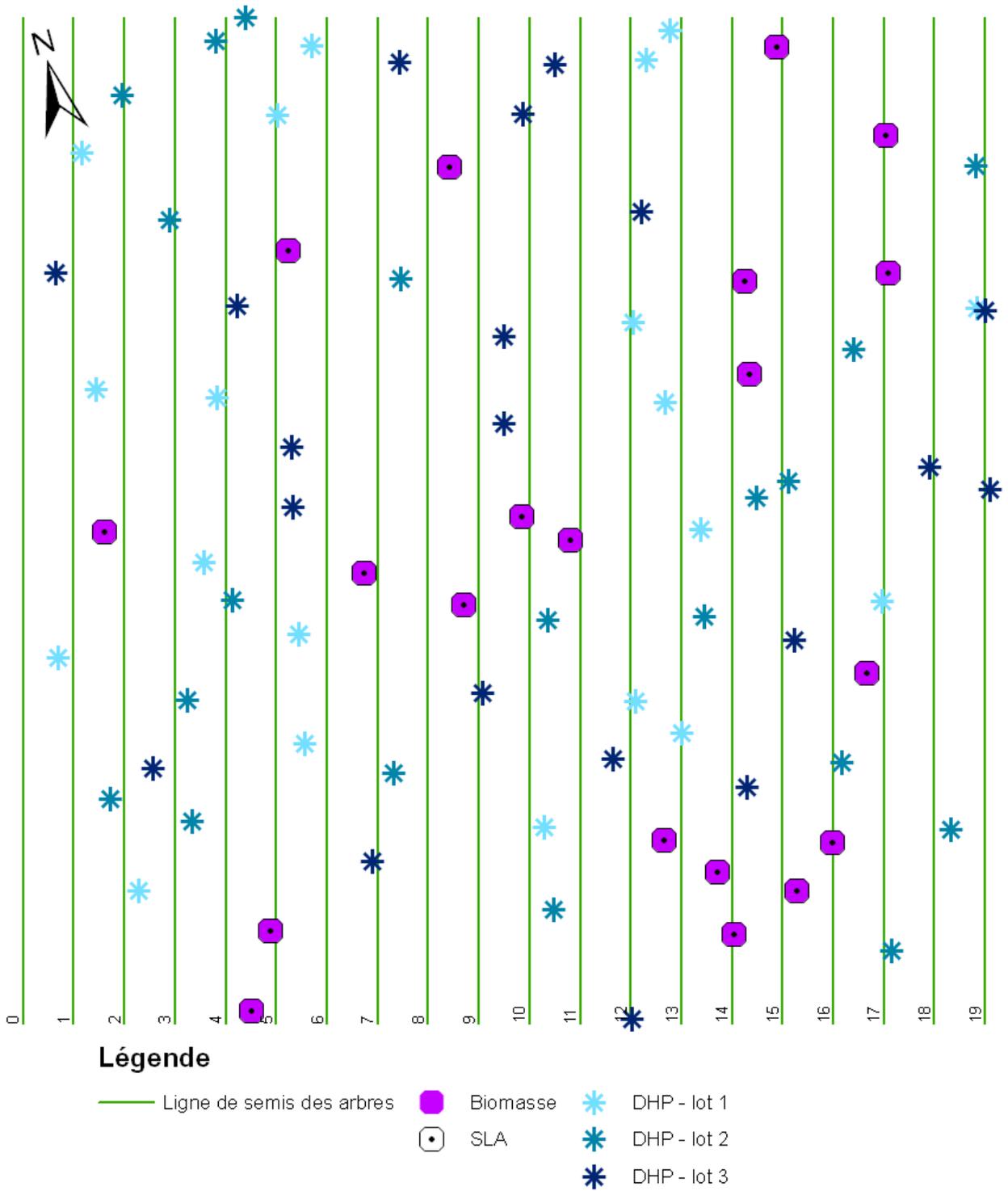
[Zurita-Milla et al., 2009](#). Zurita-Milla, R., Kaiser, G., Clevers, J. G. P. W., Schneider, W. and Schaepman, M. E. 2009. Downscaling time series of MERIS full resolution data to monitor vegetation seasonal dynamics. *Remote Sensing of Environment*. 113 (9): 1874 – 1885.

Annexes

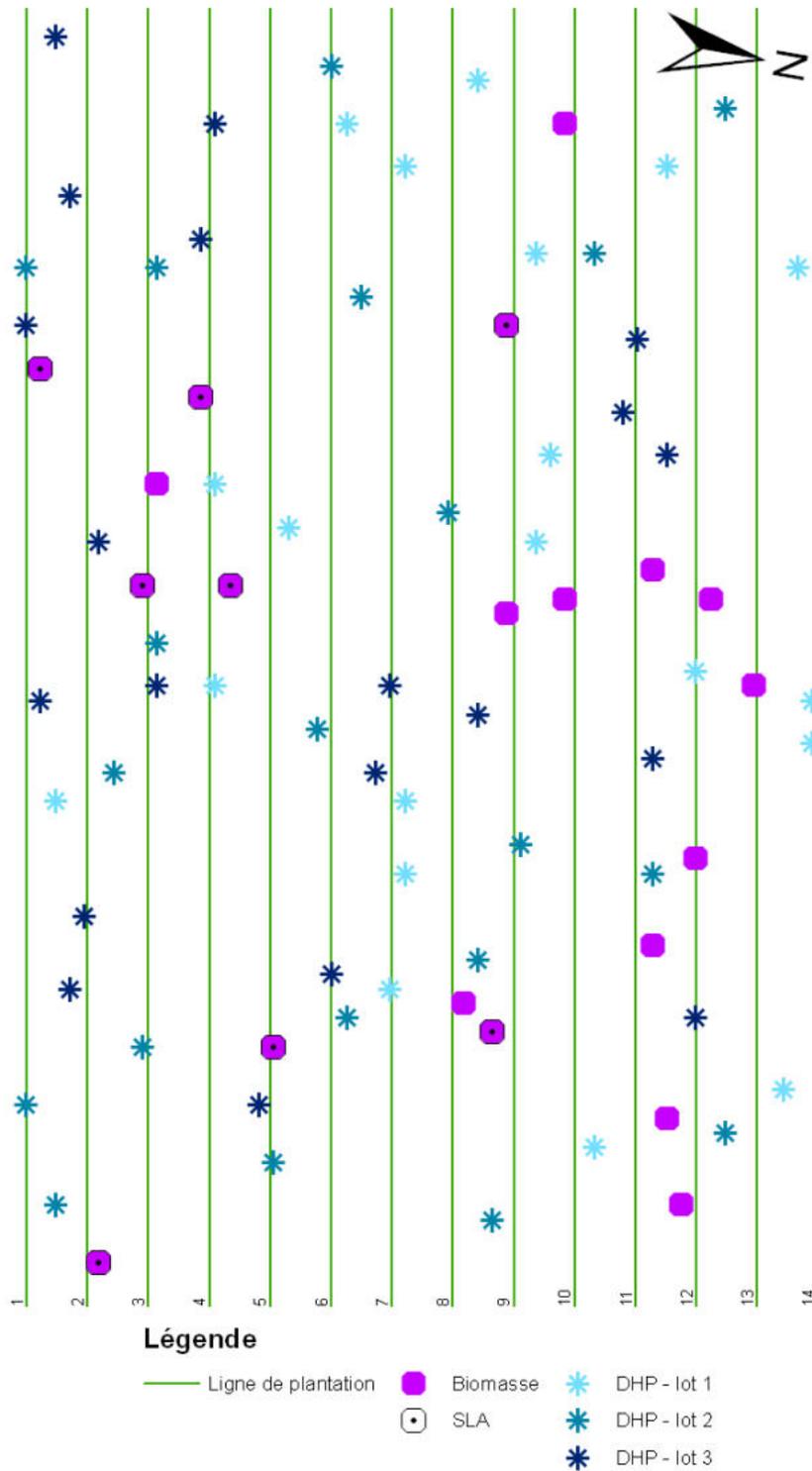
(A)



(B)



(C)



Annexe 3.1 : Echantillonnage spatial des variables biophysiques mesurées dans la placette de mesure : photographie hémisphérique (DHP), biomasse aérienne du sous-bois (Biomasse), surface spécifique foliaire du sous-bois (SLA). La localisation des arbres et de leur organisation en ligne est indiquée.

- (A) BILOS
- (B) NEZER
- (C) VIELLE

(A)

	Valeur	Interval de confiance à 5%	Probabilité que le paramètre soit égal à 0	
Ymin1	8.08E-03	4.42E-02	0.719043	
Ymin2	1.23E-02	5.93E-02	0.683321	
Ymin3	3.30E-02	9.38E-03	<0.0001	****
Ymin4	6.27E-02	2.23E-02	<0.0001	****
Ymin5	-2.53E-01	1.65E-01	0.002825	***
Ymin6	-6.38E-02	5.71E-02	0.02859	**
Ymin7	6.74E-03	1.54E-02	0.389624	
Ymax1	7.75E-02	1.46E-01	0.297979	
Ymax2	1.68E-01	1.24E+00	0.789341	
Ymax3	9.70E-02	1.65E-02	<0.001	****
Ymax4	1.34E-01	3.10E-02	<0.0001	****
Ymax5	-1.47E-02	4.98E-02	0.562132	
Ymax6	5.22E-02	3.03E-02	0.000843	****
Ymax7	1.09E-01	6.41E-02	0.000964	****
tmid1-1	1.36E+02	8.82E+00	<0.0001	****
tmid1-2	5.16E+02	4.84E+01	<0.0001	****
tmid1-3	8.80E+02	7.11E+00	<0.0001	****
tmid1-4	1.23E+03	6.07E+00	<0.0001	****
tmid1-5	1.61E+03	2.08E+01	<0.0001	****
tmid1-6	1.95E+03	5.52E+00	<0.0001	****
tmid1-7	2.34E+03	1.17E+01	<0.0001	****
tmid2-1	2.49E+02	2.49E+02	0.015713	**
tmid2-2	5.55E+02	1.90E+02	0.001369	***
tmid2-3	9.78E+02	2.48E+02	<0.0001	****
tmid2-4	1.59E+03	4.91E+02	<0.0001	****
tmid2-5	1.69E+03	2.30E+02	<0.0001	****
tmid2-6	2.10E+03	2.78E+02	<0.0001	****
tmid2-7	2.44E+03	2.51E+02	<0.0001	****
scal1-1	1.64E+01	1.79E+01	0.072881	*
scal1-2	2.23E+01	4.87E+01	0.367705	
scal1-3	1.42E+01	6.05E+00	<0.0001	****
scal1-4	1.44E+01	6.07E+00	<0.0001	****
scal1-5	5.38E+01	1.96E+01	<0.0001	****
scal1-6	2.18E+01	6.75E+00	<0.0001	****
scal1-7	1.91E+01	1.05E+01	0.000443	****
scal2-1	6.23E+01	1.87E+02	0.512362	
scal2-2	3.51E+01	2.22E+01	0.00205	***
scal2-3	8.28E+00	8.02E+00	0.043071	**
scal2-4	2.08E+02	6.05E+01	<0.0001	****
scal2-5	7.55E+00	6.90E+00	0.032223	**
scal2-6	1.55E+01	1.00E+01	0.002708	***
scal2-7	3.80E+01	2.47E+01	0.002763	***

B)

	Valeur	Interval de confiance à 5%	Probabilité que le paramètre soit égal à 0	
Ymin1	8.69E-03	6.39E-03	0.007935	***
Ymin2	1.04E-02	1.30E-02	0.116816	
Ymin3	1.29E-02	9.37E-03	0.00713	***
Ymin4	3.66E-02	1.33E-02	<0.0001	****
Ymin5	1.56E-02	3.80E-02	0.419989	
Ymin6	9.58E-03	6.25E-02	0.762615	
Ymin7	7.74E-03	2.04E-02	0.455623	
Ymax1	6.60E-02	5.94E-03	<0.0001	****
Ymax2	1.33E-01	1.11E-01	0.018898	**
Ymax3	1.04E-01	2.46E-02	<0.0001	****
Ymax4	3.87E-01	1.87E+00	0.684	
Ymax5	1.00E-01	8.25E-02	0.01785	**
Ymax6	1.32E-01	1.53E-01	0.091006	*
Ymax7	1.28E-01	1.17E-01	0.032339	**
tmid1-1	1.38E+02	7.01E+00	<0.0001	****
tmid1-2	4.98E+02	6.78E+00	<0.0001	****
tmid1-3	8.69E+02	9.41E+00	<0.0001	****
tmid1-4	1.23E+03	2.41E+01	<0.0001	****
tmid1-5	1.59E+03	6.39E+00	<0.0001	****
tmid1-6	1.96E+03	8.54E+00	<0.0001	****
tmid1-7	2.33E+03	1.23E+01	<0.0001	****
tmid2-1	2.89E+02	1.14E+01	<0.0001	****
tmid2-2	5.97E+02	9.21E+01	<0.0001	****
tmid2-3	9.74E+02	1.86E+01	<0.0001	****
tmid2-4	1.25E+03	6.69E+01	<0.0001	****
tmid2-5	1.72E+03	1.50E+02	<0.0001	****
tmid2-6	2.08E+03	1.33E+02	<0.0001	****
tmid2-7	2.45E+03	9.44E+01	<0.0001	****
scal1-1	1.16E+01	6.26E+00	0.000354	****
scal1-2	1.93E+01	1.13E+01	0.000972	****
scal1-3	1.61E+01	7.19E+00	<0.0001	****
scal1-4	3.09E+01	3.66E+01	0.0981	*
scal1-5	1.61E+01	9.45E+00	0.000973	****
scal1-6	2.04E+01	1.23E+01	0.00130	***
scal1-7	2.43E+01	1.74E+01	0.006497	***
scal2-1	1.95E+01	1.05E+01	0.000303	****
scal2-2	5.43E+01	3.47E+01	0.002358	***
scal2-3	2.26E+01	1.67E+01	0.008153	***
scal2-4	4.82E+01	6.22E+01	0.128	
scal2-5	8.37E+01	1.03E+02	0.112153	
scal2-6	6.38E+01	7.23E+01	0.083338	*
scal2-7	5.34E+01	4.24E+01	0.013786	**

C)

	Valeur	Interval de confiance à 5%	Probabilité que le paramètre soit égal à 0	
Ymin1	3.00E-02	2.91E-02	0.043922	**
Ymin2	2.50E-02	7.28E-03	<0.0001	****
Ymin3	4.46E-02	7.89E-03	<0.0001	****
Ymin4	3.82E-02	8.60E-03	<0.0001	****
Ymin5	4.64E-02	1.51E-02	<0.0001	****
Ymin6	1.53E-02	2.78E-02	0.279901	
Ymin7	3.72E-02	5.57E-03	<0.0001	****
Ymax1	1.16E-01	1.12E-01	0.041715	**
Ymax2	1.18E-01	8.70E-02	0.008133	***
Ymax3	4.67E-01	2.51E+00	0.713611	
Ymax4	5.44E-01	1.02E+01	0.917	
Ymax5	1.29E-01	2.50E-02	<0.0001	****
Ymax6	1.00E-01	6.84E-02	0.004291	***
Ymax7	1.66E-01	9.19E-02	0.000478	****
tmid1-1	1.44E+02	6.49E+00	<0.0001	****
tmid1-2	5.02E+02	7.01E+00	<0.0001	****
tmid1-3	8.75E+02	2.05E+01	<0.0001	****
tmid1-4	1.24E+03	5.70E+01	<0.0001	****
tmid1-5	1.59E+03	4.10E+00	<0.0001	****
tmid1-6	1.97E+03	1.24E+01	<0.0001	****
tmid1-7	2.33E+03	5.60E+00	<0.0001	****
tmid2-1	1.86E+02	8.76E+01	0.000045	****
tmid2-2	5.61E+02	7.59E+01	<0.0001	****
tmid2-3	8.84E+02	3.90E+01	<0.0001	****
tmid2-4	1.25E+03	9.00E+01	<0.0001	****
tmid2-5	1.68E+03	6.98E+01	<0.0001	****
tmid2-6	2.06E+03	8.17E+01	<0.0001	****
tmid2-7	2.38E+03	4.27E+01	<0.0001	****
scal1-1	1.26E+01	9.76E+00	0.011933	**
scal1-2	1.48E+01	9.56E+00	0.002599	***
scal1-3	2.98E+01	3.10E+01	0.0594	*
scal1-4	2.30E+01	4.77E+01	0.342	
scal1-5	1.33E+01	4.66E+00	<0.0001	****
scal1-6	1.90E+01	1.11E+01	0.000909	****
scal1-7	1.63E+01	7.68E+00	0.0000418	****
scal2-1	4.45E+01	2.24E+01	0.000124	****
scal2-2	3.83E+01	1.98E+01	0.000187	****
scal2-3	4.20E+01	4.35E+01	0.058647	*
scal2-4	2.79E+01	5.23E+01	0.295	
scal2-5	1.11E+02	5.36E+01	0.0000708	****
scal2-6	4.04E+01	3.29E+01	0.01624	**
scal2-7	4.17E+01	6.29E+00	<0.0001	****

D)

	Valeur	Interval de confiance à 5%	Probabilité que le paramètre soit égal à 0	
Ymin1	8.50E-03	4.31E-03	0.000139	****
Ymin2	1.47E-02	5.87E-03	0.00000175	****
Ymin3	4.58E-02	1.49E-02	<0.0001	****
Ymin4	-2.04E-02	6.88E-02	0.56	
Ymin5	1.60E-02	5.50E-03	0.000000037	****
Ymin6	1.77E-02	2.73E-02	0.203342	
Ymin7	1.39E-02	2.69E-03	<0.0001	****
Ymax1	6.44E-02	1.51E-02	<0.0001	****
Ymax2	8.58E-02	1.35E-02	<0.0001	****
Ymax3	1.45E-01	1.68E-02	<0.0001	****
Ymax4	8.93E-02	1.41E-01	0.213	
Ymax5	6.70E-02	7.61E-03	<0.0001	****
Ymax6	2.86E-01	1.49E+00	0.704299	
Ymax7	8.48E-02	7.90E-03	<0.0001	****
tmid1-1	1.51E+02	8.71E+00	<0.0001	****
tmid1-2	4.93E+02	6.69E+00	<0.0001	****
tmid1-3	8.63E+02	3.53E+00	<0.0001	****
tmid1-4	1.23E+03	8.28E+00	<0.0001	****
tmid1-5	1.59E+03	4.47E+00	<0.0001	****
tmid1-6	1.98E+03	3.39E+01	<0.0001	****
tmid1-7	2.33E+03	5.34E+00	<0.0001	****
tmid2-1	2.62E+02	1.92E+01	<0.0001	****
tmid2-2	5.81E+02	7.53E+00	<0.0001	****
tmid2-3	9.55E+02	1.11E+02	<0.0001	****
tmid2-4	1.32E+03	1.40E+02	<0.0001	****
tmid2-5	1.75E+03	2.87E+01	<0.0001	****
tmid2-6	2.02E+03	1.61E+02	<0.0001	****
tmid2-7	2.46E+03	9.86E+00	<0.0001	****
scal1-1	1.67E+01	7.30E+00	<0.0001	****
scal1-2	1.73E+01	5.23E+00	<0.0001	****
scal1-3	1.88E+01	4.46E+00	<0.0001	****
scal1-4	2.15E+01	1.01E+01	<0.0001	****
scal1-5	1.01E+01	3.86E+00	<0.0001	****
scal1-6	3.28E+01	3.71E+01	0.0827	*
scal1-7	9.24E+00	3.30E+00	<0.0001	****
scal2-1	2.70E+01	1.28E+01	<0.0001	****
scal2-2	1.11E+01	6.31E+00	0.000664	****
scal2-3	1.33E+02	7.64E+01	0.000731	****
scal2-4	5.26E+01	5.50E+01	0.0609	*
scal2-5	3.54E+01	2.36E+01	0.003566	***
scal2-6	4.64E+01	1.63E+01	<0.0001	****
scal2-7	3.20E+01	8.11E+00	<0.0001	****

Annexe 5.1 : Paramètres et intervalles de confiance à 5% de la dynamique saisonnière multi-annuelle du PVI par régression non linéaire selon l'équation 3.14, de 2002 à 2008 sur les 4 sites.

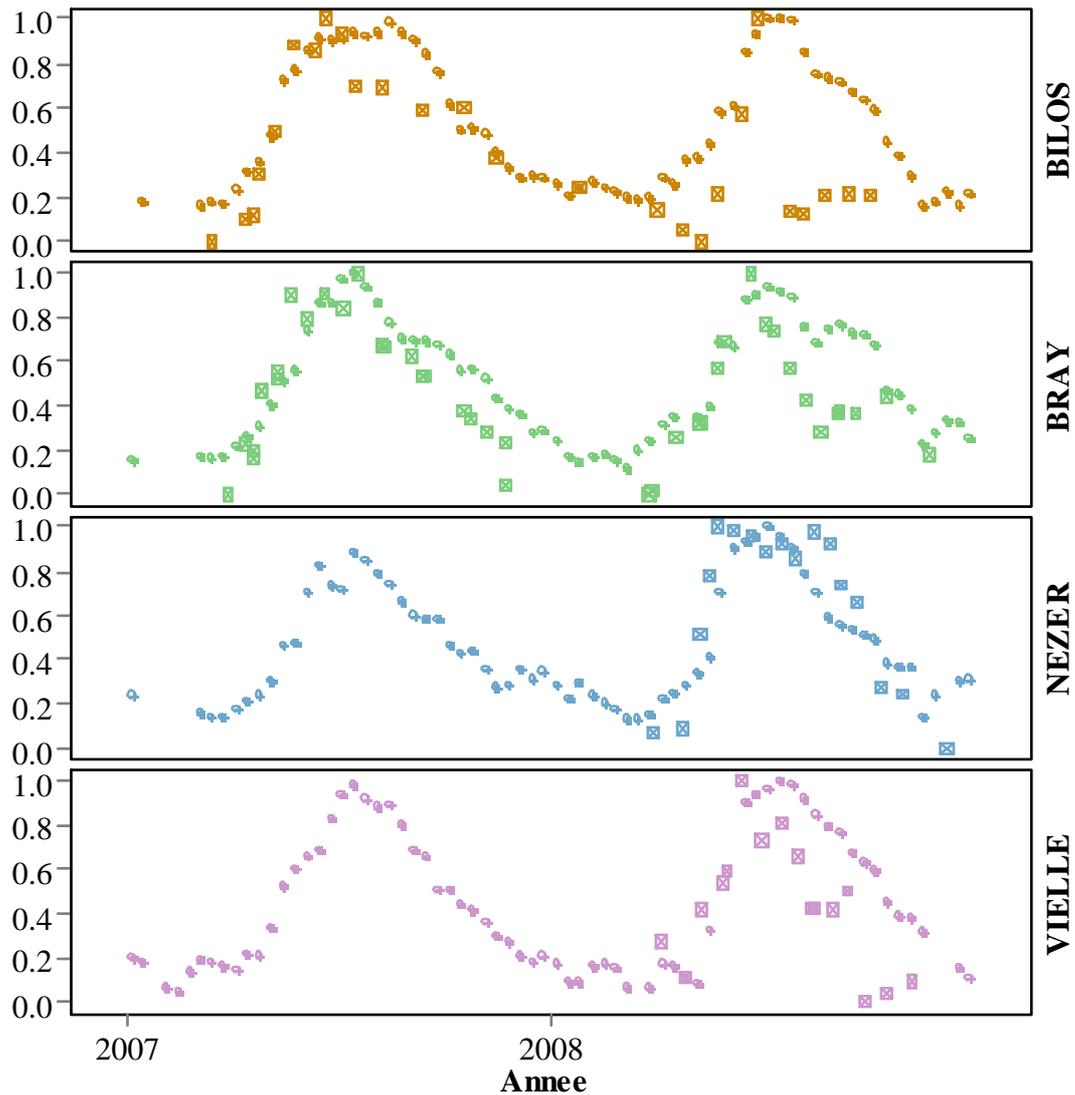
Les symboles « * » permettent de visualiser le niveau de la probabilité P : *= P<0.1, **= P<0.05, ***= P<0.01 et ****= P<0.001.

A) BILOS

B) BRAY

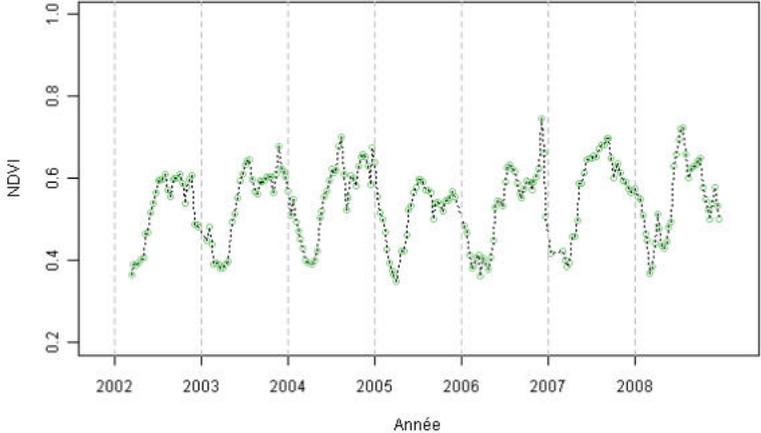
C) NEZER

D) VIELLE

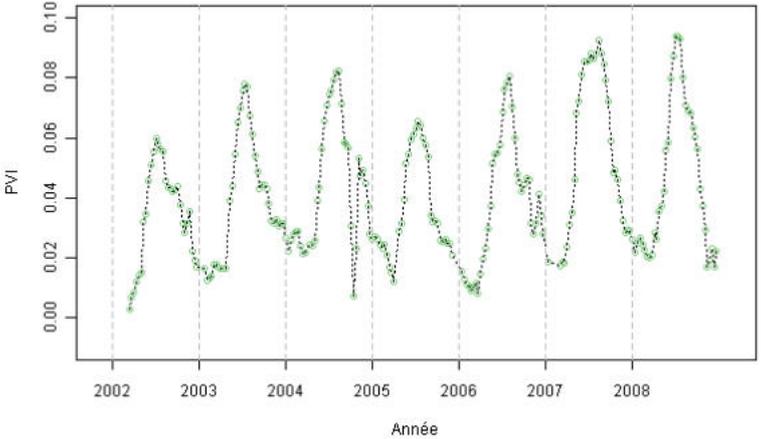


Annexe 5.2 : Dynamique saisonnière du PVI (point) et du LAI (carré barré) de l'ensemble pin + sous-bois sur les 4 sites en 2007 et en 2008. Valeurs observées normalisées par le minimum et le maximum observés sur le site au cours des années 2007 et 2008 ; $(LAI-LAI_{min})/(LAI_{max}-LAI_{min})$ pour le LAI et $(PVI-PVI_{min})/(PVI_{max}-PVI_{min})$ pour le PVI.

1) BILOS

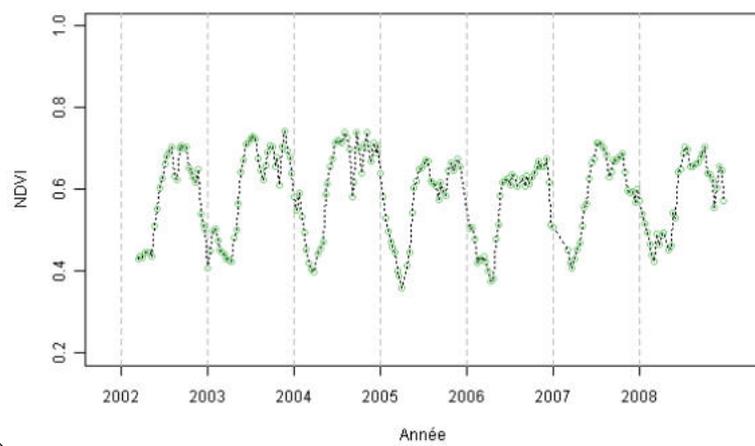


(A)

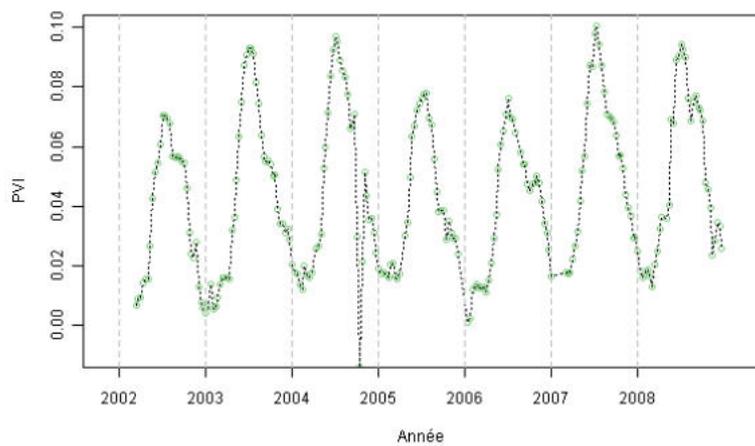


(B)

2) Le BRAY

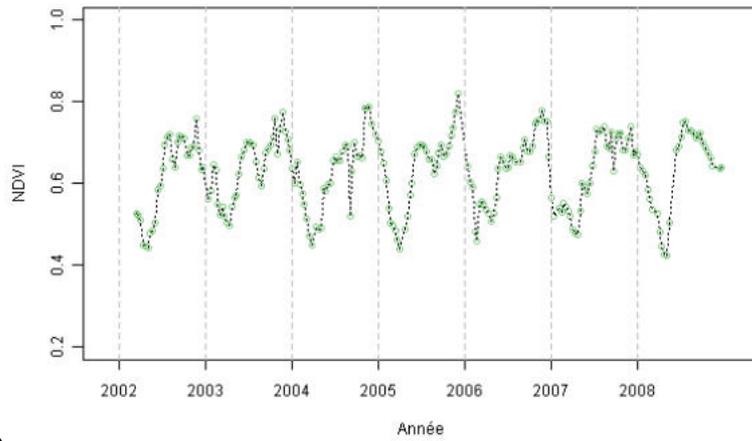


(A)

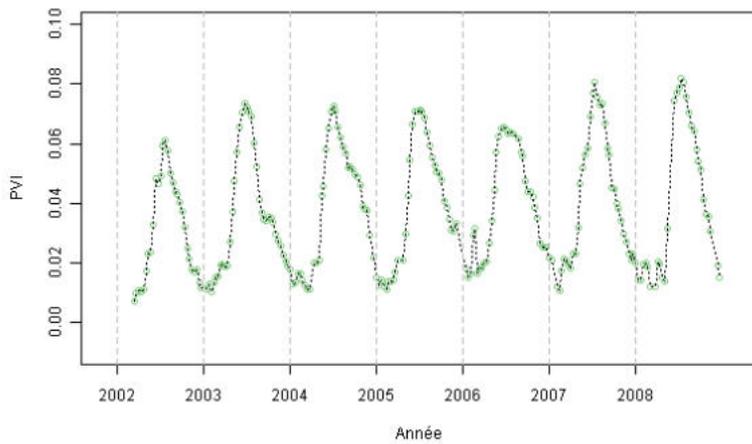


(B)

3) VIELLE



(A)



(B)

Annexe 5.3 : Dynamique saisonnière multi-annuelle du NDVI (A) et du PVI (B) de 2002 à 2008 : valeurs observées.

- 1) BILOS
- 2) Le BRAY
- 3) VIELLE

Site	Y_{min_y} $y = 1 \text{ à } 8$	Y_{max_y} $y = 1 \text{ à } 7$	t_{mid1_y} $y = 1 \text{ à } 7$	t_{mid2_y} $y = 1 \text{ à } 7$	$scal1_y$ $y = 1 \text{ à } 7$	$scal2_y$ $y = 1 \text{ à } 7$	RMSE	biais	R ²	n
BILOS	Pas de convergence									
BRAY	0,37 / 0,46 (0.02/0.098)	0,64 / 0,71 (0.015/0.135)	127 / 154 (5.54/9.18)	332 / 392 (7.04/72)	6.78 / 13.5 (4.89/8.08)	7.01 / 72.2 (6.23/130)	0.0272	-1.01E-11	0.9284	232
NEZER	Pas de convergence									
VIELLE	Pas de convergence									

Annexe 5.4 : Modélisation de la dynamique saisonnière multi-annuelle du NDVI par régression non linéaire selon l'équation 3.14, de 2002 à 2008 sur les 4 sites : paramètres estimés et leur intervalle de confiance à P=5%, paramètres statistiques (R², RMSE, biais, nombre d'observations n).

Gamme de variation interannuelle des paramètres estimés et de leurs intervalles de confiance (minimum/maximum).