



**HAL**  
open science

# Téledétection et géomatique pour le suivi des milieux forestiers - Contributions à l'évaluation des risques

Veronique V. Cheret

► **To cite this version:**

Veronique V. Cheret. Téledétection et géomatique pour le suivi des milieux forestiers - Contributions à l'évaluation des risques. Sciences du Vivant [q-bio]. Institut National Polytechnique (Toulouse), 2016. tel-02796187

**HAL Id: tel-02796187**

**<https://hal.inrae.fr/tel-02796187>**

Submitted on 5 Jun 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Institut National Polytechnique de Toulouse

Mémoire présenté pour l'obtention de  
L'Habilitation à Diriger des Recherches

Téledétection et géomatique pour le suivi des milieux forestiers  
*Contributions à l'évaluation des risques*

**Véronique CHERET**

Enseignant-Chercheur à l'Ecole d'Ingénieurs de Purpan  
UMR 1201 Dynafor

Présenté le 28 janvier 2016 devant le jury composé de :

Martine GUERIF	Directeur de Recherche INRA, Avignon	Rapporteur
Thierry GAUQUELIN	Professeur d'Université, Marseille	Rapporteur
Agnès BEGUE	Chercheur CIRAD, Montpellier	Rapporteur
Gérard BALENT	Directeur de recherche INRA, Toulouse	Examineur
François FROMARD	Directeur de recherche CNRS, Toulouse	Examineur
Jean Pierre WIGNERON	Directeur de recherche INRA, Bordeaux	Examineur



# REMERCIEMENTS

---

*C'est avant tout à mes collègues, Anne, Jean-Philippe et Sylvie, que mes premiers remerciements s'adressent. Cela fait maintenant de longues années que nous collaborons sur des projets qui nous tiennent à cœur et qui nous amènent à nous soutenir mutuellement et chaleureusement. Tout le parcours qui est présenté dans ce manuscrit n'aurait pu se réaliser sans leur aide et leur soutien. Je tiens à remercier l'équipe de direction de Purpan de m'avoir incité et permis de mener à bien cette démarche d'HDR, et un grand merci à Hélène Eutamène pour ses encouragements.*

*Je remercie mes sympathiques collègues de Dynafor, et en particulier Gérard Balent qui a eu la gentillesse de m'accompagner dans cet exercice et de m'apporter de précieux conseils.*

*C'est grâce aux doctorants que j'ai encadrés que je peux passer mon HDR, je leur en suis très reconnaissante.*

*Mes remerciements s'adressent également aux membres du jury pour avoir porté un regard critique sur mon parcours et mes perspectives de recherches.*

*La liste serait longue alors je remercie sans les citer toutes les personnes avec qui j'ai eu le plaisir de collaborer au cours de ces années.*

*Enfin, je remercie ma famille qui, une fois de plus, m'a merveilleusement soutenue.*



# NOTICE INDIVIDUELLE

---

## Véronique CHERET

*Date et lieu de naissance* : 15 décembre 1959 à Moutiers (73)

*Situation de famille* : Mariée, 3 enfants

*Poste actuel* : Enseignant-chercheur à l'Ecole d'Ingénieurs de Purpan, INPT, UMR Dynafor.

*Adresse professionnelle* : Ecole d'Ingénieurs de Purpan  
75, Voie du TOEC, BP 57611, 31076 TOULOUSE Cedex 3  
*Tél.* : 05.61.15.30.82  
*Fax* : 05.61.15.30.60

*Adresse personnelle* : 10 Rue Alexandre Soumet  
31500 Toulouse

*Adresse électronique* : veronique.cheret@purpan.fr

### *Parcours universitaire*

#### 1987 **Doctorat de l'Université Paul Sabatier**

*Spécialité* : Phytoécologie

Intitulé : « La sapinière du Luchonnais (Pyrénées Hautes-Garonnaises) : étude phytoécologique, recherches sur le phénomène de dépérissement »

Soutenu le 24 mars 1987 à l'Université Paul Sabatier, Toulouse, sous la direction du Professeur André Baudière

*Mention Très Honorable, Prix Henry Gaussen de l'Académie des Sciences–Inscriptions et Belles-Lettres de Toulouse*

#### 1983 **Diplôme d'Etudes Approfondies de l'Université Paul Sabatier**

Laboratoire de Botanique et Biogéographie

*Spécialité* : Phytoécologie

*Mention Bien*

### *Parcours professionnel - Fonctions*

1992 **Enseignant-Chercheur à l'Ecole d'Ingénieurs de Purpan**

2012 **Directrice adjointe de l'UMR Dynafor**

2007-2014 **Animatrice recherche de l'équipe Télédétection et gestion des territoires**

1989-1992 Ingénieur d'étude en environnement en activité libérale, rattachée au bureau d'étude ECTARE

## *Responsabilité d'enseignement*

**Responsable de la formation** : Domaine d'approfondissement (DA) « Forêt, Agriculture et Environnement » en M2

Organisation-Encadrement-Evaluation (3 mois)

### **Enseignements dispensés**

#### DA « Forêt, Agriculture et Environnement » en M2

Cours Magistraux (12 h) : notions de base en télédétection appliquée à la forêt, cartographie forestière

Travaux Dirigés (20 h) : applications sur logiciel SIG (évaluation du risque d'incendie, potentialités forestières, réalisation d'un plan simple de gestion...)

#### Ecologie et agriculture en L2

Cours Magistraux (12 h) : agroécosystème (concept et définition) – agriculture et environnement (notions de base)

Travaux Dirigés (48 h) : applications sur logiciel SIG (indicateurs agroécologiques, évolution d'un paysage agricole, risque d'inondation)

#### Géomatique en L1

Travaux Dirigés (24 h) : prise en main d'un logiciel SIG, cartographie statistique

### **Encadrement**

Tuteurage d'étudiants de niveau L1 à M2 sur des activités pédagogiques spéciales de l'EI Purpan

Mémoires bibliographiques : 4 étudiants de L3/an

Rapports de stage : 4 étudiants de L1/an, 4 étudiants de L2/an, 4 étudiants de M2/an

Rédaction de Mémoire d'Ingénieur : 4 étudiants de M3/an

Participation aux jurys de soutenance de mémoire d'Ingénieur

### **Formation continue dans le monde professionnel**

Interventions en télédétection et SIG à IDGEO (Institut de Développement de la Géomatique) (1 à 3 sessions de ½ journée par an)

## *Encadrements de doctorants et stagiaires*

Pour 2016 **Emmanuelle Cano**, « Cartographie des formations végétales naturelles à l'échelle régionale par classification de séries temporelles d'images satellitaires », Co-direction avec Laurence Hubert-Moy (COSTEL/UMR LETG), école doctorale 507 SHS à Rennes

2014 **Jonas Lambert**, « Suivi de l'état des peuplements forestiers à l'échelle régionale, à partir de séries temporelles d'images satellitaires », Co-direction avec Gérard Balent (UMR Dynaror), école doctorale SEVAB INP Toulouse

2011 **Anne Jacquin** (Enseignant chercheur de EI Purpan), "Dynamique de la végétation des savanes en lien avec l'usage des feux à Madagascar - Analyse par série temporelle d'images de télédétection", Co-direction avec Gérard Balent (UMR Dynaror) et David Sheeren (UMR Dynaror), école doctorale SEVAB INP Toulouse

## Master 2 et Mémoire d'ingénieur

- 2014 K. Garcia « Outils et indices pour l'identification et la caractérisation des Infrastructures Agro-Ecologiques par télédétection », Master 2 spécialité "Agrogéomatique" ENSAT, Toulouse
- 2013 J. Albetis de la Cruz Elaboration et calcul d'indicateurs de biodiversité à partir des Infrastructures Agro-Ecologiques identifiées par télédétection spatiale, Master 2 spécialité "Agrogéomatique" ENSAT, Toulouse
- 2012 E. Cano « Utilisation d'une série temporelle d'images NDVI pour cartographier la végétation forestière », Master 2 Géomatique « SIGMA », Université Paul Sabatier, Toulouse III
- 2011 V. Drolon « Evaluation de l'apport de la télédétection pour la cartographie de la sensibilité au feu de la végétation - Application sur le territoire de l'Aude et des Pyrénées-Orientales », Master 2 "Télédétection et Géomatique Appliquées à l'Environnement », Université Pierre et Marie Curie, Paris
- 2008 W. Sampara « Utilisation de séries temporelles d'images de télédétection pour le suivi de l'état de la végétation sur des territoires soumis au risque d'incendie », Mémoire d'ingénieur de l'EI Purpan, Toulouse
- 2005 L. Cheynier « Modélisation de l'aléa feux de forêts. Analyse de l'état de la végétation à partir de données de télédétection basse résolution », Mémoire d'Ingénieur de l'ENSAT, Toulouse
- 2004 B. Roseau « Utilisation de la télédétection basse résolution dans l'évaluation de la sensibilité de la végétation à la sécheresse pour les risques d'incendie de forêt : Application à l'Atlas régional Midi-Pyrénées », Mémoire d'Ingénieur de l'ISARA, Lyon
- 2003 L. Vilar « Cartographie de l'aléa subi dans le département de l'Aude », Master 2, Sciences de l'Environnement, Université d'Alcala, Espagne
- 2001 N. Delorme « Le SIG pastoral pyrénéen », Mémoire d'ingénieur de l'EI Purpan, Toulouse
- 2001 V. Garros « Cartographie du risque d'incendie à l'échelle du département de l'Aude », Master 2 de Télédétection, Université Paul Sabatier, Toulouse
- 2000 E. Mayordomo Crespo « Cartographie du risque d'incendie dans le massif d'Alaric », Master 2, Sciences de l'Environnement, Université d'Alcala, Espagne
- 1999 Z. Malenovsky « Using data or remote sensing for the forestry projects », Mémoire d'ingénieur, Mendel University of Agriculture and Forestry Brno, République tchèque

## Bilan des productions scientifiques

### Revue internationale indexée

(\* publication avec doctorant co-encadré)

- \* E. Cano, J. P. Denux, M. Bisquert, L. Hubert-Moy, V. Chéret (2015), Improved forest mapping based on MODIS time series and landscape stratification, *International Journal of Remote Sensing* (en révision).
- \* J. Lambert, J. P. Denux, J. Verbesselt, G. Balent, V. Chéret (2015), Detecting clear-cuts and decreases in forest vitality using MODIS NDVI time series, *Remote Sensing*, 7 (4), 3588-3612.
- \* J. Lambert, C. Drénou, J. P. Denux, G. Balent, V. Chéret (2013), Monitoring forest decline through remote sensing time series analysis, *Giscience & Remote Sensing*, vol. 50 (4), pp. 437-457.



- V. Chéret, J. P. Denux (2011), Analysis of MODIS NDVI time series to calculate indicators of mediterranean forest fire susceptibility, *Giscience & Remote Sensing*, vol. 48 (2), pp. 171-194.
- \* A. Jacquin, V. Chéret, D. Sheeren, G. Balent (2011), Determination of the fire regime in the middle of savanna in Madagascar from a MODIS time series, *International Journal of Remote Sensing*, vol. 32 (24), pp. 9219-9242.
- \* A. Jacquin, J. P. Denux, V. Chéret (2011), Choix d'un indice spectral adapté à la détection des surfaces brûlées dans des milieux de savane dégradée - Application à Madagascar, *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 37 (3), pp. 314-320.
- V. Chéret, J. P. Denux (2007), Mapping wildfire danger at regional scale with an index model integrating coarse spatial resolution remote sensing data, *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, vol. 112 (G2).
- J. P. Denux, A. Jacquin, M. Gay, I. Tourino, V. Chéret (2005), Time series analysis of high spatial resolution SPOT images for wheat growth monitoring, *Precision Agriculture 05*, pp. 787-793.
- A. Jacquin, V. Chéret, J. P. Denux, M. Gay, J. Mitchley, P. Xofis (2005), Habitat suitability modelling of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) using earth observation data, *Journal for Nature Conservation*, vol. 13 (2-3), pp. 161-169.
- A. Jacquin, M. Gay, V. Chéret (2004), Intérêt de la très haute résolution spatiale pour la cartographie des milieux naturels - Application à la cartographie des habitats naturels, *Revue internationale de Géomatique*, vol. 14, pp. 331-357.
- E. Pilich-Blaquière, M. Gay, S. Bialousz, V. Chéret (2004), Effet combiné de la résolution spatiale et de la structure du paysage sur la qualité de classification - Cas des zones agricoles, *Revue internationale de Géomatique*, vol. 14, pp. 315-330.
- M. Gay, V. Chéret, J. P. Denux (2002), Remote sensed data contribution to erosion risks identification, *Houille Blanche-Revue Internationale de l'Eau*, vol. 1, pp. 81-86.
- V. Chéret, G. Michel (1995), Utilisation d'un système d'information géographique pour l'élaboration d'un schéma de desserte - Exemple d'application sur le massif de Melles (Haute-Garonne), *Revue forestière française (ENGREF)*, vol. XLVII (6), pp. 647-660.
- V. Chéret, J. Dagnac, F. Fromard (1987), Le dépérissement du Sapin dans les Pyrénées luchonnaises, *Revue forestière française (ENGREF)*, vol. XXXIX (1), pp. 12-24.

#### **Ouvrages, contributions à ouvrages ou chapitres**

- F. Fromard, J. Dagnac, T. Gauquelin, V. Chéret (1991), Results of Research into Decay of the Fir (*Abies Alba* Mill.) in the Pyrenees. New Data about Nutritional and Physiological Disturbances, *Acid Deposition*, J. S. Longhurst, Ed: Springer Berlin Heidelberg, pp. 109-122.

#### **Actes de colloques et congrès nationaux et internationaux à comité de lecture**

- V. Chéret, J. P. Denux, R. Savazzi, C. Piedallu, A. Jacquin, V. Drolon (2011), Complementarity of remote sensing indicators of forest fire susceptibility with vegetation combustibility mapping, *8th International Workshop of the EARSeL Special Interest Group (SIG) on Forest Fires*, Stresa, Italie, 2011, pp. 167-171.
- A. Jacquin, V. Chéret, M. Goulard, D. Sheeren (2011), Using spatial statistics tools on remote-sensing data to identify fire regime linked with savanna vegetation degradation, *European Regional TIES Conference: Spatial Data Methods for Environmental and Ecological Processes - 2nd Edition*, Foggia and Baia delle Zagare, Italie, 1-2 septembre 2011.
- J. Lambert, A. Jacquin, J. P. Denux, V. Chéret (2011), Comparaison of two remote sensing time series analysis methods for monitoring forest decline, *6th International Workshop on the analysis of Multi-temporal Remote Sensing Images*, Université de Trento, Italie, juillet 2011, pp. 93-96.

- A. Jacquin, V. Chéret, D. Sheeren, M. Goulard (2010), Impact of fire on savanna vegetation trends in Madagascar assessed using a remote sensing based statistical analysis, *Proceedings of the 30th EARSeL Symposium on Remote Sensing for Science, Education and Culture*, Paris, 2010, pp. 409-422.
- V. Chéret, J. P. Denux, M. Gay, P. Thévenet, C. Gacherieu (2008), Utilisation de séries temporelles d'images satellitales pour cartographier le dépérissement des boisements résineux du Sud Massif Central, *Journées des applications spatiales, CNES, Toulouse, 22-25 avril 2008*, pp. 1-6.
- V. Chéret, J. P. Denux, W. Sampara, M. Gay (2007), Time series analysis of remote sensing to calculate and map operational indicators of wildfire risk, *6th International Workshop of the EARSeL Special Interest Group (SIG) on Forest Fires*, Thessaloniki, Grèce, 26-29 septembre 2007, pp. 136-141.
- V. Chéret, J. P. Denux, M. Gay, A. Jacquin, B. Roseau (2005), Mapping wildfire danger at regional scale with and index model Integration of coarse spatial resolution remote sensing data, *Proceedings of the 5th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to Forest Fire management : Fire Effects Assessment*, Universidad de Zaragoza, Espagne, 2005, pp. 107-111.
- A. Jacquin, V. Chéret, J. M. Savoie, E. Menoni (2005), Utilisation de la télédétection et élaboration d'indicateurs spatiaux pour le suivi d'espaces naturels - Applications au biotope du Grand Tétras, *Rencontres naturalistes en Midi-Pyrénées, Nature Midi-Pyrénées (Ed.)*, Cahors, 14-15 novembre 2005, pp. 67-72.
- V. Chéret, G. Michel, M. Morel, P. De Meerleer (1996), Stratégie Forestière et Information Géographique - La mobilisation de la ressource forestière dans le massif des Pyrénées, *17ème conférence cartographique internationale*, Barcelone, Espagne, 3-9 septembre 1995, pp. 90-98.
- V. Chéret, J. P. Denux, G. Michel (1995), Information Géographique et Stratégie Forestière - Plan Directeur de Reboisement du Maroc, *Marisy 95 - La télédétection spatiale pour l'environnement et le développement*, Ifrane, Maroc, 16-18 octobre 1995, pp. 299-304.
- V. Chéret, J. Dagnac, F. Fromard, D. Guyllemin (1987), Dépérissement forestier et précipitations acides dans les Pyrénées centrales, *Symposium Effets de la pollution atmosphérique sur les écosystèmes terrestres et aquatiques*, Grenoble, France, 18-22 mai 1987, pp. 690-696.
- F. Fromard, v. Chéret, J. Dagnac (1986), Le dépérissement de la sapinière en Pyrénées centrales, *Actes du colloque Intern. de Botanique Pyrénéenne*, La Cabanasse, France 3-5 juillet 1986, pp. 121-138.
- V. Chéret (1984), Les forêts de Barrès et de Bolquère en Pyrénées-Orientales - Etude phytoécologique et synthèse cartographique, *Actes du 109ème Congrès national des sociétés savantes : Section des sciences*, Grenoble, pp. 197-203.

#### **Articles dans revues non indexées**

- V. Chéret, J.-P. Denux, C. Gacherieu, J. Ortisset (2011), Utilisation de séries temporelles d'images satellitales pour cartographier le dépérissement des boisements résineux du Sud Massif Central, *RDV techniques-ONF*, vol. 31, pp. 55-62.
- M. Gay, V. Chéret (1996), Evaluation cartographique de la dynamique d'un paysage, *Serie Geografica*, vol. 6, pp. 37-57.

#### **Articles de vulgarisation scientifique**

- C. Drénou, J. Lambert, V. Chéret (2014), Jumelles et satellites : des outils pour la surveillance sanitaire des forêts, *Forêt-entreprise* vol. 214, pp. 12-21.
- J.-P. Ortisset, P. Thévenet, C. Gacherieu, V. Chéret, J.-P. Denux (2009), Des résineux dépérisent en Midi-Pyrénées, *Forêt-entreprise, Ed. CNPPF/IDF*, vol. 188, pp. 32-36.

## Communications orales ou par affiche dans des colloques et congrès nationaux et internationaux

- E. Cano, M. Bisquert, J. P. Denux, V. Chéret (2014), Contribution of an object-oriented image segmentation to forest cover mapping, *Global Vegetation Monitoring and Modeling International Conference (GV2M)*, Avignon, 3-7 février 2014. Poster.
- E. Cano, J. P. Denux, M. Bisquert, V. Chéret (2014), Comparison of the contributions of maximum likelihood, SVM and Random Forest to forest cover mapping, *Workshop of the EARSeL Special Interest Group on Land Use and Land Cover. Frontiers in Earth Observation for Land System Science*, Berlin, Allemagne, 17-18 mars 2014. Poster.
- E. Cano, J. P. Denux, M. Bisquert, L. Hubert-Moy, V. Chéret (2014), Comparison of maximum likelihood, support vector machine and random forest for forest types mapping, *ForestSAT*, Riva del Garda (TN), Italie, 4-7 novembre 2014. Communication orale.
- J. P. Denux, E. Cano, V. Chéret (2014), Forest cover mapping using Modis-NDVI time series classification, *Global Vegetation Monitoring and Modeling International Conference (GV2M)*, Avignon, 3-7 février 2014. Poster.
- V. Chéret, J. P. Denux (2013), Présentation des résultats du Projet OPCC-POCTEFA : Action Forêt et Télédétection, *Colloque international sur le changement climatique en zones de montagne*, Pampelune, Espagne, 6 novembre 2013. Communication orale.
- J. P. Denux, V. Chéret, E. Cano (2012), Time series classification of MODIS NDVI images to map forest types in Pyrénées Mountains (France-Spain), *ForestSAT 2012*, Oregon State University, Corvallis, Oregon USA, 11-14 septembre 2012. Poster.
- J. Lambert, J. P. Denux, A. Jacquin, V. Chéret (2012), Detection of clear-cuts using decomposition of NDVI-MODIS time series and breakpoint detection, *ForestSAT 2012*, Oregon State University, Corvallis, Oregon USA, 11-14 septembre 2012. Communication orale.
- J. Lambert, J. P. Denux, A. Jacquin, V. Chéret (2012), Comparison of two remote sensing time series analysis methods for monitoring forest decline, *Proceedings of the AGILE'2012 International Conference on Geographic Information Science*, Avignon, 24-27 avril, 2012. Poster.
- J. Lambert, A. Jacquin, J. P. Denux, V. Chéret (2011), Comparaison de deux méthodes d'analyse de séries temporelles de télédétection pour le suivi de la déforestation, *6th International Workshop on the analysis of Multi-temporal Remote Sensing Images*, Université de Trento, Italie, juillet 2011. Communication orale.
- A. Jacquin, V. Chéret, M. Goulard (2010), Impact of fire on savanna vegetation trends in Madagascar assessed using a remote sensing based statistical analysis, *Annual Meeting of the Association of American Geographers "Great Plains/Rocky Mountain" Division*, University of Kansas, Kansas (USA). Communication orale.
- V. Chéret, J. P. Denux (2007), Time series analysis of remote sensing images to monitor the response of vegetation to drought and to calculate operational indicators of wildfire risk., *4th International Wildland Fire Conference Seville, 14-18 mai 2007*. Poster.
- V. Chéret, J. P. Denux, W. Sampara, M. Gay (2007), Analysis of MODIS images time series to map seasonal indicators of wildfire risk, *ForestSat Conference*, Montpellier, 5-7 novembre 2007. Poster.
- V. Chéret, J. P. Denux (2006), Utilisation de séries temporelles d'images satellitaires pour caractériser le comportement de la végétation sur des territoires soumis au risque d'incendie., *INTERREG IIIC, Rencontres Euroméditerranéennes Feux de forêt - Cartographie : l'apport des outils innovants - Vallabre*, 12-14 Décembre 2006. Communication orale.
- V. Chéret, J. P. Denux, A. Jacquin, B. Roseau (2005), Mapping wildfire danger at regional scale with an index model: integration of coarse spatial resolution remote sensing data, *5th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to "Forest Fire Management: fire effects assessment"*, Zaragoza, Espagne, 16-18 juin 2005. Poster.

J. P. Denux, V. Chéret (2005), Ecological needs from remote sensing data in post-fire assessment *5th International Workshop on Remote Sensing and GIS Applications to "Forest Fire Management: fire effects assessment"*, Zaragoza, Espagne, 16-18 juin 2005. Communication orale.

### **Communication orale à des séminaires et conférences scientifiques**

- V. Chéret, J. F. Dejoux (2014), Les forêts vues du ciel : les apports de la télédétection, *Conférence "50 ans 1963-2013 des CRPF et d'évolution de la forêt privée"*, Toulouse, 18 avril 2014.
- V. Chéret (2011), Apport de la télédétection pour mesurer le dépérissement forestier : expérience sur le dépérissement des résineux en Tarn et Aveyron, *Séminaire du projet européen Adapataclima forêt*, Toulouse, 25 janvier 2011.
- V. Chéret (2011), Dépérissement des résineux dans le Tarn et l'Aveyron suite à la canicule de 2003, *4ème atelier du RMT AFORCE "Télédétection et forêt dans le contexte des changements climatiques : apports, limites et perspectives"*, FCBA, Paris, 18 octobre 2011.
- V. Chéret (2010), Systèmes d'information géographique et Télédétection - Exemple d'applications à la stratégie et la gestion forestières, *Séminaire AGRIMIP*, Toulouse, 16 septembre 2010.
- V. Chéret (2008), Intégration de données de télédétection dans une procédure de PPFCE à l'échelle régionale - Intérêt des séries temporelles d'images satellitaires pour le suivi de l'état de la végétation combustible, *Séminaire sur le Plan départemental ou régional de protection des forêts contre les incendies*, Toulouse, 3 avril 2008.
- V. Chéret (2005), Géozoom et la réalisation de l'atlas départemental sur les risques feux de forêt de l'Aude, *Conférence : réunion des utilisateurs Géozoom*, Montpellier, 28 janvier 2005.

### **Collaboration à des projets internationaux**

- 2011-2013 : Projet OPCC-POCTEFA EFA 235/11, Programme Opérationnel de Coopération Territoriale Espagne-France-Andorre de l'Observatoire Pyrénéen des Changements Climatiques. Action transversale Télédétection sur 2 thématiques : Evaluation de la vulnérabilité de la forêt et cartographie des formations forestières.
- Production : Rapport d'étude et données cartographiques,
  - Articles dans revues indexées (2) dont Copublication (1),
  - Actes de colloques publiés (1), Communications orales ou par affiche (9),
  - Articles de vulgarisation scientifique (1).
- 2005-2011 : Programme de Lutte Anti Erosive à Madagascar - Suivi des impacts physiques par l'imagerie satellitale - Projet TDR-PLAE II UC - Collaboration au projet de 2007 à 2009.
- Production : Rapport d'étude et données cartographiques,
  - Missions de formation (2), Articles dans revues indexées (2),
  - Actes de colloques publiés (2), Communications orales ou par affiche (1).
- 2003-2005 : Projet SPIN-EVG1-CT-2000-00019, FP5 EESD - « Spatial Indicators for European Nature Conservation ».
- Articles dans revues indexées (2) dont Copublication (1),
  - Actes de colloques publiés (1).
- 1999 : Projet CEO/FORET - European Commission-Joint Research : n°14 027 1998 06F1PCISPFR1999 "Utilisation des données de télédétection pour les aménagements forestiers".
- Production : Rapport d'étude,
  - CDrom de démonstration.
- 1993-1995 : PDR Maroc : "Etudes pour l'élaboration d'un plan directeur de reboisement pour le Maroc et de programmes d'interventions de reboisement" - Groupement JAAKKO POYRY/ ONF International.

Utilisation de l'information géographique pour l'analyse des risques d'érosion et la cartographie des potentialités forestières

- Production : Rapport d'étude et données cartographiques,
- Articles dans revues indexées (1), Actes de colloques publiés (1).

### **Participation à des Projets nationaux**

2013-2015 : Projet CASDAR-Tél-IAE - « Méthodes et outils pour l'identification et la caractérisation des Infrastructures Agro-Ecologiques par télédétection spatiale » (Pilote CETIOM). Partenariat ENSAT-Dynafor et CESBIO pour la partie télédétection.

- Production : Rapport d'étude.

2005 : Projet FEDER-DIREN n°11742 : « Elaboration d'indicateurs à partir de données d'observation de la terre pour l'évaluation et le suivi des habitats naturels - Application au site Natura 2000 du Causse Noir ».

- Production : Rapport d'étude et données cartographiques.

### **Responsabilité d'études – Partenariat institutionnels**

2011 : Projet pour la DPFM - Conservatoire de la Forêt méditerranéenne - "Recherche d'indicateurs d'état de la végétation mesurés par télédétection pour une cartographie de la sensibilité de la végétation au feu - analyses de séries temporelles d'images ».

- Production : Rapport d'étude et données cartographiques,
- Articles dans revues indexées (1), Actes de colloques publiés (3), Communications orales ou par affiche (3).

2010 : Projet pour la DDTM Pyrénées -Orientales "Cartographie de la continuité des milieux combustibles par télédétection – Prototypage dans la plaine du Roussillon ».

- Production : Rapport d'étude et données cartographiques.

2007-2008 : Projet pour la DPFM - Conservatoire de la Forêt méditerranéenne - « Utilisation de séries temporelles d'images de télédétection pour le suivi de l'état de la végétation sur des territoires soumis au risque d'incendie".

- Production : Rapport d'étude et données cartographiques à destination des gestionnaires forestiers.

2007-2008 : Projet pour la Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt - "Dépérissement des reboisements résineux du sud massif central - Etat des lieux et propositions d'analyse ».

- Production : Rapports d'étude et données cartographiques,
- Actes de colloques publiés (1), Articles dans revues non indexées (1),
- Articles de vulgarisation scientifique (1).

2006-2007 : Etudes pour l'ONF Carcassonne - Cartographie de l'aléa subi de feux de forêt sur les massifs de Lézignan-Corbières et des Corbières maritimes. Développement méthodologique sur la base du simulateur FARSITE et production cartographique au 1/10000<sup>ème</sup>

- Production : Données cartographiques à destination des gestionnaires forestiers.

2005 : Projet pour la Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt de Midi-Pyrénées "Cartographie des risques de feux de forêts sur Midi-Pyrénées ».

- Production : Rapport d'étude et données cartographiques à destination des gestionnaires,
- Articles dans revues indexées (1).

2000-2003 : Projet pour la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt de l'Aude "Cartographie des aléas "incendies de forêts" pour la prescription de PPRI sur les communes de l'Aude".

- Production : Rapport d'étude et données cartographiques,
- Communications orales ou par affiche (2).

1992-1994 : Projet pour le Conseil régional Midi-Pyrénées - Contrat n°A920601/9302354/9306356 - "Stratégie forestière et information géographique - Mise en place d'un outil d'aide à la décision pour l'établissement de la stratégie forestière du Conseil Régional de Midi-Pyrénées". 1- Analyse des

*potentialités forestières du territoire, 2- Stratégie de boisement des terres agricoles, 3- Analyse de la ressource en taillis et identification des zones propices à une action de mobilisation des bois, 4- Détermination de l'aire de production potentielle du peuplier, 5- Développement méthodologique sur SIG pour une mise en place d'un schéma de desserte sur un massif boisé de montagne à fortes contraintes environnementales.*

- Production : 5 Rapports d'étude et données cartographiques,
- Articles dans revues indexées (1), Actes de colloques publiés (1).

**Contribution aux études :**

2006 : Projet I-Space-Prospace-CNES - Etude CERES - "Méthodes d'analyse de l'organisation d'espaces agricoles, basées sur l'extraction d'indicateurs à partir d'imagerie satellitaire.

2000 : Mise en place d'une base de données géographiques pour le Service Environnement du Ministère de l'Agriculture et de l'Environnement d'Andorre.

2000 : Production d'un système d'Information géographique pastoral pour SUAIA-Pyrénées

1986 : Programme DEFORPA et E.P.R. Midi-Pyrénées/Décision 85/005426/Dec – « Recherches sur le dépérissement forestier dans les Pyrénées. Le cas de la sapinière du Luchonnais ».

- Articles dans revues indexées (1), Actes de colloques publiés (2), Chapitre d'ouvrage (1).



# TABLE DES MATIERES

---

Remerciements .....	3
Notice individuelle .....	5
Table des matières .....	15
Préambule .....	17
Synthèse des activités scientifiques .....	21
1 Introduction .....	21
2 Risque d'incendie de forêt .....	22
2.1 L'évaluation du risque d'incendie .....	22
2.2 Contribution à l'évaluation de l'aléa feu de forêt .....	27
2.2.1 Couplage d'un modèle indiciaire et d'un modèle de simulation de feux .....	27
2.2.2 Adaptation d'un modèle indiciaire à l'échelle régionale .....	33
2.2.3 Indicateurs d'état de la végétation .....	38
2.3 Contribution à l'évaluation de la vulnérabilité aux risques d'incendies .....	53
3 Risque de dépérissement forestier .....	58
3.1 Définition du risque de dépérissement forestier .....	58
3.2 Première contribution à l'étude du risque de dépérissement .....	61
3.3 Contribution à l'évaluation de la vulnérabilité des forêts par télédétection .....	61
3.3.1 Détection des baisses d'activité de peuplements résineux .....	62
3.3.2 Détection de phénomènes brutaux .....	66
3.3.3 Procédures de validation des indicateurs .....	70
3.3.4 Lien avec l'aléa sécheresse .....	72
4 Risque de dégradation des habitats naturels et de perte de biodiversité .....	76
4.1 Contribution à l'amélioration de la distinction des essences forestières et à leur cartographie à l'échelle régionale .....	78
4.2 Elaboration d'indicateurs cartographiques pour le suivi d'habitats naturels .....	80
4.2.1 Evaluation du degré de fermeture des pelouses sèches par progression de la forêt .....	80
4.2.2 Indicateur cartographique pour le suivi de l'habitat du Grand Tétrás .....	82
4.3 Relation entre dynamique des savanes et régime des feux .....	83
5 Bilan général .....	86
5.1 Avancées et limites rencontrées en géomatique .....	86
5.2 Avancées et limites rencontrées en télédétection .....	87
Perspectives .....	91



1	Aléa feux de forêt en zone de montagne .....	93
1.1	Caractérisation du régime des feux .....	94
1.2	Modèle d'évaluation des conditions favorables aux incendies .....	95
2	Vulnérabilité des forêts – dépérissement.....	99
2.1	Analyse des baisses de vitalité à l'échelle des Pyrénées.....	99
2.2	Détection de seuil de risque de dépérissement – cas de la sapinière.....	101
3	Préservation des habitats naturels.....	101
	Conclusion.....	103
	Références .....	105
	Annexes .....	117

# PREAMBULE

---

Les disciplines de l'information géographique regroupent à la fois la géomatique et la télédétection. Elles s'appuient sur un ensemble de techniques et de données à références spatiales qui, utilisées de manière complémentaire ou non, sont devenues indispensables pour un grand nombre de domaines liés à la description et la gestion du territoire.

Il est utile tout d'abord de rappeler quelques définitions. Parmi les nombreuses définitions de la géomatique on retiendra celle adoptée au Québec par l'Office de la langue française et tirée du Grand dictionnaire terminologique (GDT) qui définit la géomatique comme « *la discipline ayant pour objet la gestion des données géographiques et qui fait appel aux sciences et aux technologies reliées à leur acquisition, leur stockage, leur traitement et leur diffusion* » (<https://www.oqlf.gouv.qc.ca>).

Selon la même source, nous pouvons également définir la télédétection comme étant une discipline regroupant « *l'ensemble des connaissances et techniques utilisées pour déterminer, au moyen de mesures effectuées à distance, les caractéristiques physiques et biologiques des phénomènes* ».

Depuis leur apparition, la géomatique et la télédétection (spatiale et aéroportée) connaissent un essor considérable dans un contexte d'évolution technologique et méthodologique en informatique par : le développement des Systèmes d'Information Géographique (SIG) dès les années 1960 (Figure 1), la succession des programmes de lancement des satellites d'observation de la terre, et l'augmentation de la capacité et des performances des ordinateurs [Comas et Ruiz, 1993].

Au cours de cette évolution, les outils d'analyse spatiale ont été développés sur la base de la cartographie et de ses conventions, des mathématiques et des statistiques spatiales. Il s'agissait d'abord de représenter la géographie de manière numérique, d'automatiser la cartographie et de gérer informatiquement des données de territoire, de faire des mesures et de l'extraction d'information. A partir des années 1980, se sont ajoutés des besoins stratégiques de compréhension du territoire par l'analyse spatiale de la complexité de l'environnement naturel et humain, de prise de décision et de communication. Les progrès informatiques de traitement de l'information permettent maintenant le développement des méthodes d'analyse et de modélisation visant à représenter des phénomènes spatiaux complexes (modéliser les paysages, analyser les phénomènes économiques...), par la combinaison de données multi-sources et la production d'indicateurs synthétiques. C'est dans une perspective de représentation dynamique des phénomènes réels et de prise en compte de la dimension temporelle, que se sont développés des modèles de simulation et des modèles prédictifs, souvent appliqués à l'évolution de l'occupation du sol.

Parallèlement, on assiste à une augmentation de la diversité thématique, de la qualité et de la mise en partage de données à références spatiales avec un certain niveau de standardisation. Celles-ci concernent de multiples domaines depuis la topographie, l'urbanisme, l'environnement, l'architecture... La plus forte contrainte réside dans la qualité et la traçabilité des données, d'où l'apparition des métadonnées. Les photographies aériennes sont maintenant essentiellement utilisées sous forme numérique et intégrées aux SIG. En télédétection spatiale, l'évolution est marquée par l'augmentation de la résolution spatiale et la diversification des capteurs qui utilisent des domaines de plus en plus détaillés du spectre électromagnétique [Wang et al., 2010]. Pour l'observation des milieux terrestres, on dispose aujourd'hui d'une gamme étendue de capteurs fournissant des images dans le domaine du visible et de l'infrarouge (Figure 1). Les plus récents fournissent des images à très haute résolution spatiale pour des observations détaillées (entre 1 et 10 m). D'autres ont une résolution spatiale beaucoup plus élevée (entre 250 m et 1 km), mais ont la capacité à fournir des images selon une très

haute répétitivité temporelle (1 à 2 jours), dans ce cas on parle de séries temporelles d'images, adaptées à l'analyse des phénomènes dynamiques.

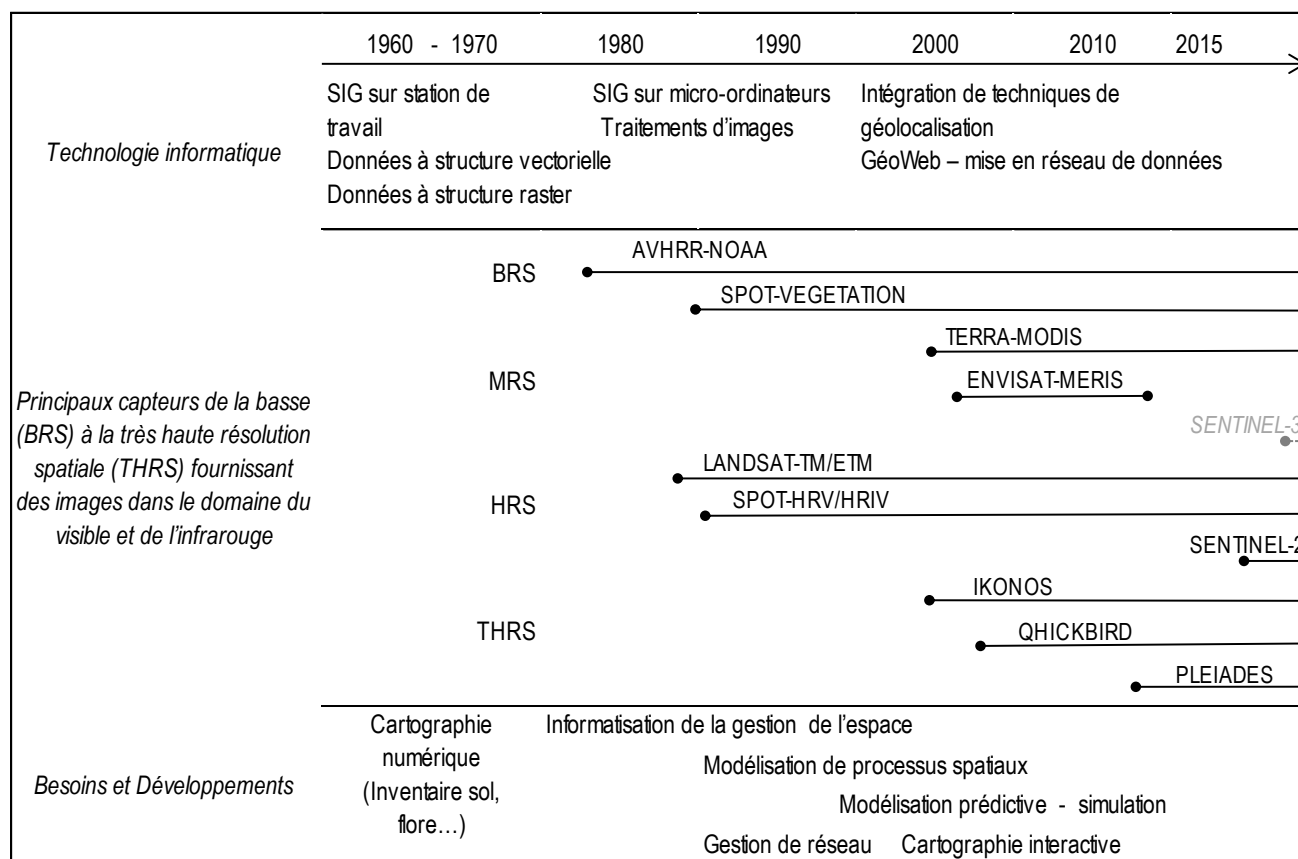


Figure 1: Chronologie simplifiée des techniques, données spatiales et développements en information géographique.

L'ensemble des avancées conceptuelles, méthodologiques et techniques de l'analyse spatiale ont progressivement fait émerger des besoins de plus en plus complexes en termes de gestion et d'aménagement du territoire, de compréhension de phénomènes spatialisés et d'aide à la décision dans les situations de crise et dans les évolutions à long terme. Les domaines d'applications sont désormais très variés. Parmi eux, la gestion des espaces de végétation naturelle, et en particulier la forêt, occupent une place importante.

### Information géographique et enjeux forestiers

Pour la gestion des forêts, une connaissance très précise du territoire est indispensable. Elle fait appel à de nombreuses sources de données spatialisées et des méthodes de plus en plus performantes de traitement de l'information géographique.

#### Aménagement et évaluation de la ressource forestière

Aux besoins classiques de suivi des aménagements forestiers et de communication entre les différents acteurs de la filière « forêt-bois », s'ajoutent une volonté de la part des responsables de la planification de disposer d'informations sur l'évolution qualitative et quantitative de la ressource forestière, à différentes échelles de temps et d'espace [Andre et Chauvin, 2004; Baskent et Keles, 2005]. Les techniques de cartographie et d'estimation de la ressource à partir de la télédétection évoluent dans une perspective de produire aux gestionnaires, ou à des fins de recherche et développement, une information suffisamment précise et exploitable. Aux technologies du domaine optique qui s'améliorent pour la cartographie et la distinction des essences, s'ajoutent maintenant celles du Lidar et du Radar orientées sur l'amélioration des méthodes pour

fournir des données spatialisées sur la hauteur et la densité de la forêt, et donc d'estimation des volumes de bois.

### **Gestion des risques**

On peut faire le constat que les enjeux environnementaux liés à la forêt ne cessent d'augmenter. La gestion des risques qui pèsent sur les milieux forestiers est particulièrement mobilisatrice d'information géographique et favorise un développement important de méthodes et d'outils d'analyse spatiale spécifiques. Les problématiques « **incendies** » et « **état sanitaire des forêts** » sont les plus concernées, d'autant que l'accentuation des risques par l'impact des sécheresses climatiques est maintenant reconnue. Un besoin s'impose aux gestionnaires forestiers et aux acteurs investis dans la protection des forêts d'accéder à des outils et à des informations spatialisées sur l'état de la végétation et la sensibilité des territoires. Il s'agit de répondre aux besoins de méthodes d'évaluation ou de détection des phénomènes, d'outils de simulation d'évolution de ces risques (incendie, attaques parasitaires, dépérissement forestiers...), d'applications opérationnelles en géomatique pour une décision stratégique des zones à risque et des aménagements [Chuvieco *et al.*, 2014; Rullan-Silva *et al.*, 2013].

Parmi les risques environnementaux, on peut également évoquer celui de **perte de biodiversité**. Que ce soit sous la pression des incendies, des facteurs anthropiques ou des évolutions climatiques, se pose la question de la pérennité des espèces qui composent les forêts et des habitats qu'elles représentent. Il existe également des situations où c'est l'extension de la forêt qui constitue une menace lorsqu'elle entre en concurrence avec des habitats ouverts que l'on cherche à conserver. Pour cette problématique c'est avant tout l'identification des milieux d'intérêt (cartographie des habitats) qui présente des difficultés [Hannah *et al.*, 2007], ainsi que l'analyse spatiale de leur dynamique évolutive par la mise en relation avec les facteurs de pression [Eckert *et al.*, 2015].

### **Enjeux environnementaux à échelle globale**

Le traitement de l'information géographique, en particulier la télédétection à basse résolution spatiale et les séries temporelles, contribuent à évaluer l'importance des territoires forestiers dans les équilibres naturels mondiaux, dans un contexte de lutte contre la désertification ou les effets de serre. Evaluer l'état des forêts sur de grandes emprises est devenu un enjeu majeur. Malgré des incertitudes, de nombreuses études mettent en évidence des évolutions de la productivité, des décalages phénologiques, et modélisent les changements prévisibles d'aire de distribution des espèces en lien avec les évolutions climatiques [Hamunyela *et al.*, 2013; Hanewinkel *et al.*, 2012].

Pour l'ensemble de ces thématiques, les approches d'analyses spatiales sont multi-échelles, depuis l'usage de la haute résolution spatiale pour des observations à l'échelle des massifs forestiers, jusqu'à la basse résolution pour les approches globales. Les objectifs de cartographie de phénomènes évolutifs et liés à la phénologie de la végétation, imposent la prise en compte de la dimension temporelle dans les modèles. Jusqu'à ce jour, les données qui présentent à la fois les caractéristiques spectrales adaptées à la description de la végétation, d'emprise pour travailler sur de grandes étendues et de régularité d'acquisition pour un suivi dans le temps, sont les séries d'images satellitaires à moyenne résolution spatiale.

### *Organisation du document*

Les travaux que j'ai réalisés dans le domaine l'information géographique sont relatifs à quelques-uns des enjeux forestiers évoqués précédemment. J'ai choisi de centrer la synthèse sur les applications qui concernent l'évaluation des risques. Ce choix est motivé, d'une part, par l'importance des études consacrées à cette thématique, d'autre part, par la poursuite actuelle des recherches sur ces mêmes domaines. Cette synthèse comporte trois parties présentées ici et pour lesquelles je mentionne les thèses que j'ai co-encadrées :

1- L'évaluation du risque d'incendie : Sur cette thématique, plusieurs études appliquées ont été réalisées dans lesquelles la part de télédétection est très variable. Les premières études sont surtout autour de modèles indiciaires d'aléa conçus sur SIG. Progressivement la télédétection a pris une part plus importante pour se

center sur la difficulté à estimer la sensibilité de la végétation au feu, avec une prise en compte de la dimension temporelle de l'information. Une partie de la thèse d'Anne Jacquin [Jacquin, 2010] est consacrée à la détection des surfaces brûlées.

2- L'évaluation du risque de dépérissement forestier : les premiers travaux remontent à ma thèse mais ne comportent pas d'éléments de géomatique. Par la suite les recherches se sont orientées sur la détection de baisse de vitalité de peuplements de résineux à partir de séries temporelles d'images MODIS, et les résultats les plus récents sont ceux de la thèse de Jonas Lambert [Lambert, 2014].

3- Risque de dégradation des habitats et de perte de biodiversité : Dans cette partie, plusieurs sujets sont abordés.

Les recherches actuelles, dans le cadre de la thèse d'Emmanuelle Cano qui sera soutenue début 2016 [Cano et al., 2015], s'inscrivent dans les efforts qui sont actuellement fournis dans l'amélioration des techniques de cartographie des formations forestières. Les perspectives d'analyse de changement de distribution des essences et d'évaluation de perte d'habitats, reposent sur la précision géographique et thématique des classifications des formations végétales. L'exploitation de la variabilité temporelle de la réponse spectrale de la végétation contribue à améliorer cette précision.

Deux autres études présentées s'inscrivent dans une démarche de préservation de milieux naturels d'intérêt, l'un forestier et l'autre menacé par l'avancée de la forêt. L'objectif a été de proposer une méthode de cartographie de ces habitats par télédétection associée à une méthode d'analyse de paysage.

Enfin la quatrième étude, qui ne concerne pas le milieu forestier puisqu'il s'agit de savanes plus ou moins arborées, aborde l'analyse de la dynamique de ces milieux et du risque de leur dégradation en lien avec la pression des feux. Ce travail s'appuie sur les mêmes avancées techniques d'exploitation des séries temporelles d'images satellitaires.

Dans la partie « perspective », les propositions et l'engagement actuel s'inscrivent dans ces trois thématiques. C'est très probablement sur les risques d'incendies que sera posé le prochain sujet de thèse. Les travaux de recherches seront en continuité de ceux engagés dans la thèse d'Emmanuelle Cano, avec l'objectif de travailler à une caractérisation des formations forestières en terme de biomasse et d'humidité, les deux caractéristiques essentielles à l'évaluation de l'aléa feu de forêt.

Certains travaux auxquels j'ai contribué ne seront donc pas présentés dans ce manuscrit, même s'ils se rapportent à des problématiques forestières. Les deux plus importants, et les plus anciens sont relatifs à l'apport de la géomatique dans la mise en place de stratégies forestières, dans le cadre du Plan Directeur de Reboisement pour le Maroc et pour la Région Midi-Pyrénées. Dans ces travaux, la seule approche concernant les risques est la cartographie des risques d'érosion des sols selon un modèle classiquement utilisé en géomatique.

# SYNTHESE DES ACTIVITES SCIENTIFIQUES

---

## 1 Introduction

Le risque se définit comme une manifestation d'un phénomène, prévisible ou non, qui affecte une population [Faugères, 1990] et par extension son environnement.

Il est maintenant courant de définir le risque comme étant la conjonction d'un aléa (nommé également danger) et d'une vulnérabilité. L'aléa est l'occurrence spatiale et temporelle qu'un phénomène menaçant se produise en un lieu donné et selon une intensité variable. La vulnérabilité désigne l'exposition des enjeux à l'aléa, et donc les dommages occasionnés aux personnes et à l'environnement. Elle intègre aussi les ressources et les moyens disponibles pour y faire face. Ce concept de risque est particulièrement bien adapté aux risques naturels. Il a d'ailleurs été défini à l'origine pour les risques d'incendies [Bachmann et Allgöwer, 2001; Marzano et al., 2006a]. On pourra cependant le retenir pour approcher la notion de risque de dépérissement forestier ou de dégradation des formations végétales d'intérêt, dans le cadre de nos travaux. Evaluer un risque sur un territoire, ou un de ses facteurs, c'est inévitablement approcher sa dimension spatiale au travers des outils SIG et de la télédétection.

Dans le cas des incendies de forêt, les travaux d'analyse spatiale présentés dans ce document se réfèrent à une logique de prévention. Les actions préventives visent à réduire l'occurrence et limiter la propagation des incendies, ainsi qu'à optimiser les ressources disponibles pour y faire face [Brugnot, 2001; Hardy, 2005]. L'analyse spatiale des facteurs de risque s'avère efficace et indispensable, mais elle doit être systématiquement adaptée aux différentes réalités des territoires. Elle s'applique à l'évaluation de l'aléa de manière satisfaisante. Toutefois les informations spatialisées les plus complexes à obtenir sont relatives à la sensibilité de la végétation au feu. L'orientation de nos travaux contribue à l'évaluation de l'aléa feu de forêt et repose sur les questions suivantes : Comment appliquer l'analyse spatiale et adapter un modèle d'évaluation de l'aléa à un territoire donné? Quelle peut être la contribution de la télédétection dans la caractérisation d'une des composantes essentielles de l'aléa qui est l'état de la végétation? Le seul élément de vulnérabilité abordé est la méthodologie de détection des surfaces brûlées.

Dans le cas du dépérissement forestier, ou de dégradation des formations végétales d'intérêt, les travaux de nombreux chercheurs se réfèrent à une logique, (1) de caractérisation des milieux puis d'évaluation des perturbations et de leur dynamique évolutive, (2) d'identification des causes de perturbations et enfin (3) de proposition de mesures adaptatives, particulièrement attendues pour les recommandations sylvicoles et le choix des essences. Les travaux que nous avons réalisés dans ce domaine, par une approche d'analyse spatiale, s'inscrivent dans les deux premiers points. Ce sont donc essentiellement des éléments de vulnérabilité qui sont étudiés.

## 2 Risque d'incendie de forêt

### 2.1 L'évaluation du risque d'incendie

L'incendie de forêt est un risque naturel particulièrement présent dans la moitié sud de la France et dans toute l'Europe méditerranéenne, avec des conséquences humaines, économiques, écologiques et paysagères chaque année non négligeables. On peut considérer que l'exposition aux incendies s'accroît régulièrement. La première raison est la progression de la surface forestière dans les espaces agricoles abandonnés de toute activité, que ce soit en zone péri-urbaine ou dans les territoires ruraux où l'agriculture est en déclin. Progressivement envahis par la végétation, ces espaces lorsqu'ils sont juxtaposés constituent des continuum combustibles. En France, les surfaces en zones combustibles se sont accrues de 20% entre 1975 et 2007 [Service de l'observation et des statistiques, 2011]. La deuxième cause est l'augmentation des épisodes de sécheresse extrême que l'on observe depuis ces dernières années. Dans ce contexte de changement climatique on prévoit également un déplacement et une extension des aires bioclimatiques des essences méditerranéennes les plus sensibles aux incendies [Rigolot, 2008]. Une étude récente [Rapport de mission interministérielle, 2010] indique que les surfaces sensibles représentent actuellement en France environ 1/3 des surfaces forestières et celles-ci pourraient augmenter de 30 % à l'échéance 2040, selon les simulations effectuées par Météo-France et l'ONF de manière conjointe : « on peut considérer qu'à l'échéance 2050, c'est près de la moitié de la surface des landes et forêts métropolitaines qui pourrait être concernée par un niveau élevé de l'aléa feux de forêt ». A cela s'ajoute une dynamique d'urbanisation avec une multiplication des constructions dans ou à proximité des zones boisées.

Face à une vulnérabilité croissante, la prise en compte du risque d'incendie dans les démarches d'aménagement et de développement du territoire est devenue indispensable. Si de tous temps les hommes ont été confrontés à celui-ci, c'est essentiellement depuis le dernier tiers du 20<sup>ème</sup> siècle qu'en France l'état et les collectivités locales ont élaboré et construit progressivement un dispositif public de gestion de ce risque. Pour cela trois niveaux d'intervention des gestionnaires du risque sont distingués et pour lesquels le besoin en cartographie et le recours à l'analyse spatiale sont totalement indispensables [Blanchi et Godfrin, 2001; Jappiot et al., 2001; Trabaud, 1992] :

- La prévention, qui s'appuie sur l'évaluation du risque sur le territoire afin de mettre en œuvre les aménagements nécessaires pour limiter l'occurrence et le développement des feux, et en informer le public.
- La prévision, qui consiste à évaluer et communiquer en temps réel les conditions d'éclosion et de propagation d'un feu.
- La stratégie de lutte, qui définit les moyens à mettre en œuvre dans le cas d'un sinistre déclaré.

Contrairement à la prévision, qui se base en grande partie sur des paramètres météorologiques, les informations géographiques nécessaires à l'évaluation du risque pour la prévention sont multiples et doivent traduire les différentes composantes de l'aléa et de la vulnérabilité. Si l'on considère l'aléa, les trois facteurs les plus fortement associés au processus d'incendie sont liés aux caractéristiques de la végétation (le combustible), aux conditions météorologiques et à la topographie, qui influencent à la fois l'éclosion et la propagation d'un feu. Mais le risque est aussi extrêmement lié aux facteurs humains. L'éclosion dépend étroitement de la présence et du comportement des hommes (fréquentation, installations, activités agricoles ou forestières, pratiques sociales...). Statistiquement, les causes de départ de feu sont très majoritairement d'origine anthropique. La foudre est la seule cause naturelle, elle ne dépasse pas 7% des départs de feux en zone méditerranéenne mais dans certaines régions, comme en aquitaine, elle peut localement être responsable de plus de 30% des éclosions.

On comprend que le niveau d'interaction entre tous ces facteurs naturels et anthropiques confère au risque d'incendie toute sa complexité.

Si l'on se réfère au concept annoncé en introduction, le risque d'incendie est la synthèse de deux composantes : l'aléa et la vulnérabilité, tel que schématisé par la Figure 2.

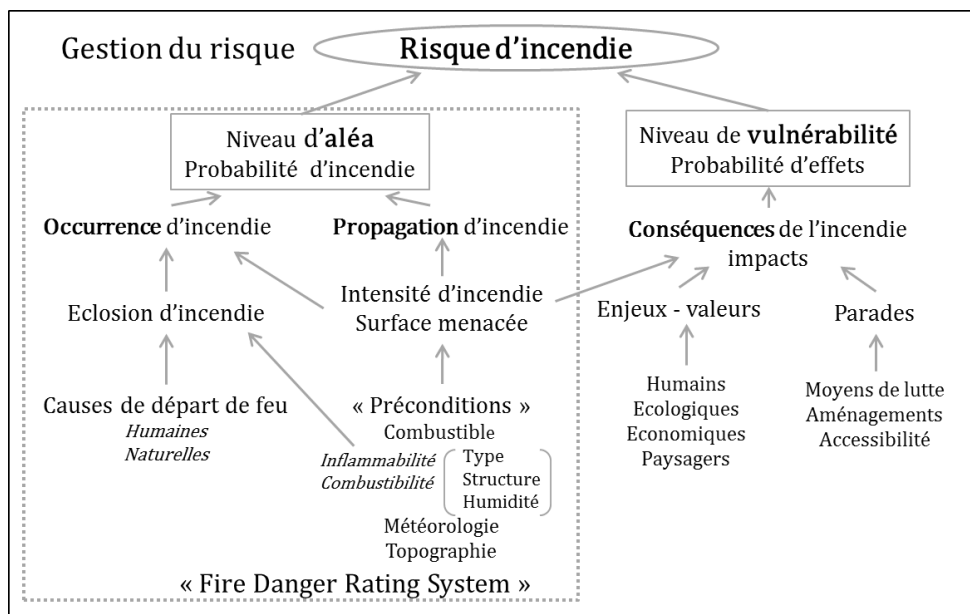


Figure 2 : Schéma d'évaluation du risque d'incendie de végétation, modifié de [Allgöwer et al., 2003] et [Jappiot et al., 2001].

L'aléa représente la probabilité d'incendie, il est modélisé en combinant deux paramètres. Le premier est la capacité d'un feu à se propager. Celle-ci est liée directement à l'intensité, c'est-à-dire la puissance du front de feu. Elle correspond à la quantité d'énergie dégagée par unité de temps. Sa modélisation repose sur des données d'entrée qui traduisent les conditions de prédisposition liées aux caractéristiques de la végétation, et surtout à son niveau de combustibilité, ainsi qu'aux conditions météorologiques et à la topographie. Le deuxième élément est l'occurrence spatiale et temporelle d'incendie, qui dépend de la probabilité d'écllosion d'un incendie (nommé aussi risque de départ de feu). Dans ce cas, les facteurs à considérer sont les causes de départ de feux, humaines et naturelles [Martínez et al., 2009], ainsi que la capacité de la végétation à s'enflammer (inflammabilité). Cette modélisation repose sur l'évaluation cartographique de tout un ensemble des facteurs physiques naturels et anthropiques, des conditions météorologiques prédisposant aux feux et de l'historique des feux passés.

La vulnérabilité signifie le potentiel de perte qui concerne des domaines thématiques variés (humain, physique, social, économique, environnemental). Son évaluation repose sur des modélisations généralement complexes, qui peuvent intégrer de multiples composantes telles que l'exposition, la sensibilité et la capacité d'adaptation [Birkmann, 2007]. Par exemple, dans une étude faite à l'échelle de l'Espagne [Chuvienco et al., 2014], l'évaluation de la vulnérabilité considère d'une part les différentes dimensions de l'environnement et de la société où les pertes pourraient se produire et d'autre part, la capacité des systèmes naturels et humains à absorber les changements attendus et à récupérer les pertes potentielles.

### Caractéristiques de la végétation

En territoire méditerranéen, le terme incendie « de forêt » peut être élargi à incendie « de végétation » car les espaces combustibles intègrent des formations sans arbres ou faiblement arborées : landes, maquis et garrigues. En France, la notion de « forêt » est peu restrictive car on considère comme faisant partie du domaine forestier toute formation végétale ayant un couvert arborescent dont la projection au sol est égale ou supérieure à 10% [Clément et Jappiot, 2005]. On classe un incendie en feu de forêt lorsque la surface initiale (forêt, maquis ou garrigue) dépasse 1 ha. Le végétal fournit le combustible mais toutes les formations végétales n'ont pas le



même niveau de sensibilité aux incendies. Cette sensibilité est liée à la fois à la composition en essences et à la structuration spatiale verticale et horizontale des formations. La végétation des milieux méditerranéens, et en particulier celle des garrigues, est la plus sensible. Deux caractéristiques sont essentielles à la qualification de la sensibilité de la végétation au feu : le niveau d'inflammabilité et le niveau de combustibilité [Colin, 2001].

L'inflammabilité est la capacité d'un végétal à prendre feu sous l'influence de l'élévation de température. Celle-ci est fonction de la teneur en eau et de la composition chimique du combustible forestier, qui elle-même est directement liée à la composition floristique de la forêt [Dimitrakopoulos, 2001; Liidakis et al., 2011]. L'inflammabilité que l'on attribue à une formation végétale est celle de l'espèce la plus inflammable si elle y est représentée en proportion suffisante. La probabilité de départ d'un feu dépend donc étroitement de l'inflammabilité de la végétation.

La combustibilité est la capacité qu'un végétal a de dégager de l'énergie en se consumant. Elle dépend étroitement de la structure de la formation végétale et de la quantité de la biomasse aérienne. Le niveau de combustibilité influence directement l'intensité d'un feu et donc conditionne son potentiel de propagation. Pour simplifier les opérations de cartographie, des classifications ont été élaborées selon lesquelles les formations végétales sont regroupées en un nombre réduit de types de végétation ayant un comportement prévisible unique nommé « modèle ou type de combustible ». Les plus connues sont celles des Etats-unis (NFDRS) et celle adaptée à la végétation méditerranéenne (Prometheus) [Arroyo et al., 2006; Arroyo et al., 2008; Deeming et al., 1977; Duché et al., 2011].

La prédisposition des formations végétales aux feux dépend en grande partie de leur teneur en eau et celle-ci est fortement déterminée par les conditions de sécheresse. Les conditions d'humidité et donc d'assèchement de la végétation varient dans le temps de manière cyclique ou saisonnière, avec des situations d'extrême sécheresse potentielles. Les paramètres climatiques qui interviennent sont la température de l'air, le rayonnement et les précipitations. L'intensité du vent intervient comme agent accentuant le dessèchement de la végétation, mais il est surtout considéré comme vecteur de propagation du feu. C'est également le cas des conditions topographiques et plus précisément la pente et l'exposition ; celles-ci influencent la propagation et accentue l'inflammabilité de la végétation. A la variabilité spatiale du couvert végétal (composition, structure et continuité), s'ajoute la variabilité temporelle de son état hydrique, ce qui implique que leur évaluation puisse être envisagée de manière complémentaire. Le niveau d'aléa est hétérogène sur un territoire donné et évolue dans le temps.

### *Modélisation du risque*

Dans une démarche de prévention, pour répondre aux préoccupations d'urbanisme et aux besoins d'aménagement DFCI (Défense des forêts contre les incendies), la prise en compte du risque d'incendie relève d'une démarche globale. Celle-ci implique une phase de diagnostic quantitatif ou qualitatif de l'aléa et des enjeux, de leur affichage (généralement graphique) individuel ou combiné, pour aboutir à une détermination d'éléments nécessaires au traitement du risque [Galtié et Peyre, 2003]. Pour les démarches de prévision, l'information attendue est centrée sur les conditions en quasi temps réel des conditions météorologiques et de l'état de la végétation. Une grande variété d'études sur l'évaluation des risques d'incendie a été publiée au cours de ces dernières années [Beverly et al., 2009; Bovio et al., 2006; Castro et Chuvieco, 1998; Chuvieco et al., 2014; Farris et al., 1999; Sebastián-López et al., 2002; Thompson et al., 2015; Vasilakos et al., 2007]. Les modèles incluent différentes variables et sont appliquées à différentes échelle de territoire. Il n'existe pas d'approche standardisée qui faciliterait une évaluation à échelle régionale et nationale.

Le risque n'est pas un phénomène directement observable ni mesurable. Les approches descriptives du risque ont longtemps été basées essentiellement sur des statistiques des événements passés ou des cartes de végétation. La plupart des pays méditerranéens disposent d'une banque de données sur les incendies. En France, la base Prométhée recense les feux de forêt de la zone méditerranéenne depuis 1973. Les premières véritables représentations cartographiques du risque datent d'une vingtaine d'années et le recours à la géomatique s'est depuis progressivement renforcé [Sauvagnargnes-Lesage, 2001], avec différentes approches

de modélisation. Le principe de conceptualisation du risque d'incendie est, comme pour tout autre modèle, de traduire le plus simplement possible, mais de manière pertinente, les processus qui entrent en jeu. Cela implique de définir les éléments indispensables aux processus et les règles d'interaction qui existent entre ces éléments [Fairbrother et Turnley, 2005]. Les systèmes développés utilisent des données d'entrée de nature très diverses (météorologiques, physiques, statistiques...) reliées directement ou indirectement au départ de feu et à sa capacité à se propager. Ils fournissent des « indices synthétiques » à différentes échelles territoriales (nationale à locale) et à différents pas de temps.

#### **Modélisation statique du risque** – pour la prévention:

Pour être utilisée à des fins de planification, l'information produite est considérée comme évoluant lentement dans le temps. Dans ce cas on parle de modélisation « statique » car le temps n'est pas pris en compte de manière explicite, et le résultat est une cartographie dite de « risque moyen » ou peu évolutif à court terme [Chuvieco et al., 2003b; De la Riva et al., 2004; Keane et al., 2010; Marzano et al., 2006a]. Ces modèles n'intègrent pas de variables météorologiques évolutives contrairement aux modèles dynamiques. Plusieurs catégories de modèles d'évaluation du risque sont distinguées [Maillé et Espinasse, 2007; Thompson et Calkin, 2011] :

- Les modélisations probabilistes ou semi-probabilistes, qui s'appuient généralement sur des données historiques des feux et sont basées sur la mise en œuvre de modèles de régression multiple ou logistique. Pour certains modèles, la contribution de l'expertise peut être prépondérante. On parle également de modèles empiriques.
- Les modélisations non-probabilistes, la plupart basées sur des techniques de logique floue et des systèmes experts.
- Les modélisations déterministes ou semi-déterministes, fondées sur la connaissance des mécanismes physico-chimique des feux, et parmi eux les modèles de simulation de feu tel que Farsite [Finney, 2004].

Parmi les nombreux modèles probabilistes, l'approche la plus facilement et anciennement utilisée est la modélisation spatiale agrégée, couplant des indicateurs issus de statistiques sur les feux passés avec des éléments d'évaluation des surfaces combustibles et des enjeux. Les modèles indiciaires (ou modèles analytiques attributaires) sont basés sur de l'analyse spatiale, intégrant le plus souvent des données de télédétection. Ils ont été développés pour évaluer une valeur de risque en tout point du territoire [Chuvieco et al., 2003b; Chuvieco et Salas, 1996; De la Riva et al., 2004; Marzano et al., 2006b; Miller et Ager, 2013]. Les technologies de SIG sont utilisées pour effectuer l'analyse spatiale des différents facteurs de risque d'incendie et les traduire en plans indiciaires (variables d'entrée du modèle exprimées selon une échelle quantitative commune de niveau de risque). Ces variables sont pondérées et combinées pour générer un plan de risque synthétique, dont les valeurs sont hiérarchisées et adaptées pour la prise de décision.

#### **Modélisation dynamique du risque** – pour la prévision

Les modèles prédictifs ou prévisionnels, contrairement aux approches précédentes, ajoutent une dimension temporelle à la dimension spatiale. Ils sont conçus pour fournir une valeur d'indice d'aléa potentiel sur du court terme (appelé aussi indice de risque dynamique), à une fréquence variant de la journée au mois. Ils intègrent des données d'entrée météorologiques, physiques de caractérisation du combustible et pour certains des données sur les causes de départ de feu. Ces systèmes, que l'on peut regrouper en « Fire Danger Rating System » ont été développés pour des régions très spécifiques [Preisler et al., 2008; San-Miguel-Ayanz et al., 2003] et sont généralement déployés à l'échelle nationale. En région méditerranéenne, chaque pays possède son système de production d'indice d'aléa. Des programmes sont en place, comme en Europe avec le projet PREFER, pour continuer à les faire évoluer [Laneve et al., 2014].

Développé au Canada, l'indice produit est le CFWI (Canadian Fire Weather Index) [Van Wagner, 1987]. Il repose uniquement sur des paramètres météorologiques et combine la modélisation de l'humidité du combustible mort (litière) avec celle de la sécheresse climatique et celle des conditions de propagation du feu. En France, l'indice produit pour la Sécurité Civile est un indice météorologique calculé par Météo-France, l'IFM (Indice Forêt Météo), qui est une adaptation du CFWI. Actuellement, les cartes de risque d'incendie fournies à l'échelle européenne par le programme EFFIS (European Forest Fires Information System) sont

également basées sur l'indice canadien (CFWI). Développé aux Etats Unis, le FPI (Fire Potential Index) [Burgan *et al.*, 1998; Sebastián-López *et al.*, 2002] est le seul indice qui intègre de manière opérationnelle un paramètre issu de la télédétection pour la composante « humidité du combustible vivant ». Les autres paramètres sont issus de la météorologie et de données de modèles de combustible par type de végétation. C'est cet indice qui est en cours d'adaptation pour le territoire méditerranéen par le projet PREFER.

### *Apport de la télédétection*

La télédétection intervient à différents niveaux dans les approches de modélisation du risque statique et dynamique [Allgöwer *et al.*, 2003; Herawati *et al.*, 2015]. Le premier niveau d'utilisation de la télédétection est la production et la mise à jour à jour de données d'occupation du sol. A partir d'images satellitaires ou de photographies aériennes, l'extension de la surface combustible est le premier niveau d'information spatiale à intégrer dans un modèle de risque statique. Certains éléments de vulnérabilité peuvent être renseignés. Le cas le plus étudié, car il correspond à un enjeu fort, est l'évaluation de la dynamique urbaine avec le degré d'interpénétration entre les surfaces d'habitation et les forêts [Lampin-Maillet *et al.*, 2010]. Une autre démarche d'évaluation de la vulnérabilité est la détection des surfaces brûlées. Celles-ci sont utilisées pour les analyses rétrospectives dites « retour sur expérience » et pour alimenter les jeux de données nécessaires à la validation des modèles. Dans la base de données Prométhée, les périmètres des surfaces brûlées ne sont pas recensés. A l'échelle européenne, le système opérationnel d'information sur les incendies de forêt (EFFIS) ne permet pas de recenser les feux de petites surfaces qui sont les cas les plus fréquents en France.

La télédétection est de plus en plus développée pour caractériser avec d'avantage de précision les deux paramètres pris en compte dans les modèles statiques et dynamiques : la combustibilité et l'inflammabilité. Pour évaluer la combustibilité de la végétation, la majorité des approches consistent à classer des images spectrales et à assigner un modèle de combustible aux types de végétation identifiées. Les images les plus fréquemment utilisées sont à haute et moyenne résolution spatiale (SPOT-HRV, LANDSAT, MODIS...) [Arroyo *et al.*, 2008; Duché *et al.*, 2011; Keane *et al.*, 2013]. Des approches directes de distinction de classes de combustibles sont basées sur la combinaison de données images avec des données ancillaires (pente, illumination, texture...) [Francesetti *et al.*, 2006; Lasaponara et Lanorte, 2007; Riano *et al.*, 2002]. Une démarche alternative ou complémentaire (combinaison avec les approches de télédétection dans le domaine optique) et pour laquelle il existe de nombreuses études, est l'évaluation du biovolume et de la structure des forêts à l'aide des technologies du Lidar et du Radar [García *et al.*, 2011; Mermoz *et al.*, 2014; Santoro *et al.*, 2011].

L'inflammabilité est essentiellement liée à l'état hydrique de la végétation. Cette variable influence l'inflammabilité et la propagation, car elle régit le moment d'allumage et la quantité d'énergie disponible pour la combustion. L'estimation de l'humidité du combustible à partir d'images utilise soit des modèles empiriques basés sur des mesures terrain faites sur la végétation et des données météorologiques, soit des modèles de simulation (modèles de transferts radiatifs) [Chuvieco *et al.*, 2014; García *et al.*, 2008; Riano *et al.*, 2005]. Les premières applications pour évaluer l'humidité du combustible par télédétection ont utilisé des images NOAA-AVHRR [Ceccato *et al.*, 2003]. Les séries temporelles MODIS ou SPOT-VEGETATION sont maintenant très largement utilisées [Yebra *et al.*, 2008; Yebra *et al.*, 2013]. La variation de l'indice de végétation NDVI (*normalized difference vegetation index*) est l'information la plus communément utilisée, seule ou associée aux variations de température de surface TS [Chuvieco *et al.*, 2004b; Leblon *et al.*, 2007; Oldford *et al.*, 2006]. Diverses applications ont montré de bons résultats pour la mesure des conditions d'humidité de la végétation, en utilisant soit des indices d'activité de la végétation, tels que le EVI (*enhanced vegetation index*) ou le VARI (*visible atmospherically resistant index*), soit des indices calculés à partir de bandes spectrales plus sensibles à la teneur en eau, tels que le NDWI (*normalized difference water index*) ou le NMDI (*normalized multiband drought index*) [Dennison *et al.*, 2005; Deshayes *et al.*, 2006; Peterson *et al.*, 2008].

### Evaluation de l'aléa

Les études dans lesquelles je me suis impliquée ont dans un premier temps été essentiellement orientées sur les méthodes d'évaluation de l'aléa d'incendie par analyse spatiale (géomatique), dans le cadre de la planification territoriale du risque à différentes échelles. Dans un deuxième temps, les travaux traduisent l'intégration de la télédétection pour améliorer la prise en compte de la composante végétation dans les modèles de risques « statiques ». Ce point sera repris dans les perspectives.

- La première étude présentée concerne le couplage d'un modèle spatial de type indiciaire avec un outil de simulation des feux, avec sa mise en œuvre sur un territoire méditerranéen, d'abord à l'échelle d'un département puis à l'échelle de massifs forestiers.
- Les travaux suivants sont relatifs à l'adaptation d'un modèle d'évaluation de l'aléa « statique », à échelle régionale, avec intégration d'une donnée de télédétection sur l'assèchement de la végétation qui correspond à un des premiers résultats du point suivant.
- Le dernier point présenté concerne l'analyse du potentiel des séries temporelles d'images à basse ou moyenne résolution spatiale (BRS et MRS) à fournir des indicateurs de sensibilité de la végétation au feu. Il s'agit d'une approche basée sur la phénologie de la végétation naturelle et qui fait encore l'objet de travaux en cours.

### Evaluation de la vulnérabilité

L'évaluation de la vulnérabilité a été abordée dans le cadre de la thèse d'Anne Jacquin [Jacquin, 2010] par le développement d'une méthode de détection des surfaces brûlées en milieu de savane à Madagascar.

## 2.2 Contribution à l'évaluation de l'aléa feu de forêt

### 2.2.1 Couplage d'un modèle indiciaire et d'un modèle de simulation de feux

La méthode présentée ici s'appuie sur le concept de modélisation spatiale du risque d'incendie vu précédemment (Figure 2). Nous nous sommes intéressés plus particulièrement à la notion d'aléa, qui recouvre deux évaluations complémentaires et qui sont analysées séparément : (1) **l'aléa subi**, qui correspond à la probabilité qu'un point particulier de territoire soit touché par un feu d'une intensité donnée et (2) **l'aléa induit**, qui correspond à la probabilité qu'un point particulier du territoire soit à l'origine d'un feu, d'une superficie et d'une intensité donnée. On peut alors exprimer les deux types d'aléa, par une combinaison spatiale spécifique de deux éléments du risque : la probabilité que l'événement se produise (occurrence spatiale) et la capacité d'un incendie à se propager (intensité et surfaces menacées) (Figure 3).

L'étude a été réalisée en collaboration avec le service ONF-DFCI de l'Aude qui a fourni, d'une part, l'appui expert indispensable à ce genre d'étude, d'autre part, un accès à des données du territoire, notamment les périmètres de feux passés à prendre en référence pour calibrer le modèle de simulation [Chéret et al., 2003]. L'application s'est faite sur l'ensemble du département de l'Aude. C'est une démarche d'analyse du risque dit « statique » et le résultat a été utilisé pour élaborer l'atlas départemental des risques.

La méthode combine deux types de modélisation :

- une modélisation de type indiciaire des deux composantes de l'aléa pour calculer en tout point du territoire un « indice de départ de feux » et un « indice d'intensité ». De nombreuses études ont déjà expérimenté la capacité des SIG dans l'analyse spatiale des risques [Castro et Chuvieco, 1998; Galtié et Peyre, 2003; Jappiot et Mariel, 1998; San-Miguel-Ayanz, 2002]. La formulation indicée des composantes « départ de feux » et « intensité » est celle développée en Espagne [Salas et Chuvieco, 1992], adaptée et validée par une application antérieure sur le massif de la Clape dans l'Aude. Il s'agit d'un modèle

empirique basé sur une connaissance experte, dont la formulation indiquée repose sur la combinaison linéaire des différents facteurs d'aléa pondérés, eux-mêmes composés de plusieurs variables relatives au milieu physique et aux caractéristiques de la végétation.

- une modélisation de la propagation des feux à l'aide d'un outil de simulation (FARSITE) [Finney, 2004], pour obtenir les surfaces potentiellement menacées.

Les différents niveaux d'analyse spatiale et la manière dont les résultats sont combinés sur SIG pour cartographier l'aléa induit et l'aléa subi sont schématisés par la Figure 3.

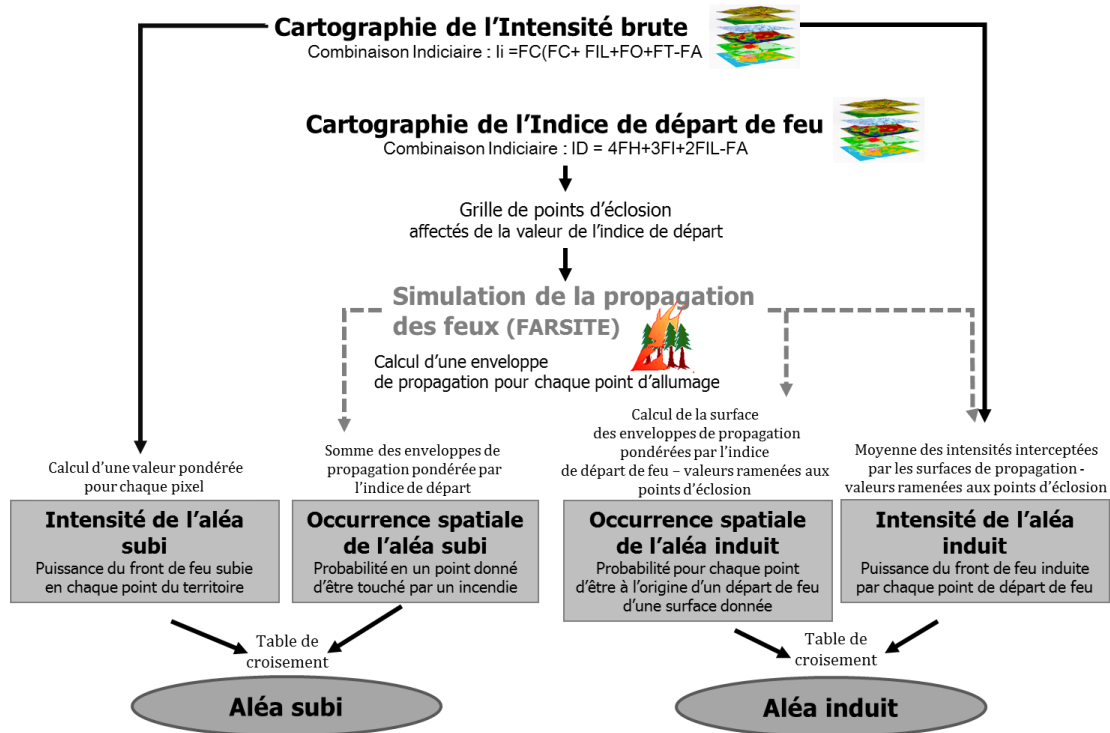


Figure 3 : Organisation générale des étapes de modélisation.

## Informations géographiques

### Variables intégrées dans la modélisation

La sélection des variables spatialisées à intégrer dans la combinaison indiciaire doit traduire 3 groupes de facteurs :

- 1- Les facteurs humains susceptibles d'être cause de départ de feux (FH : zones urbaines et densité de population, réseau routier et ferroviaire, lignes électriques...),
- 2- Les caractéristiques de la végétation : l'inflammabilité (FI : coefficient par type de végétation) et la combustibilité (FC : coefficient par type de végétation),
- 3- Les paramètres topographiques qui agissent directement ou indirectement sur le dessèchement de la végétation et la propagation des incendies (FIL : rayonnement solaire, FT : indices topomorphologiques, FO : exposition aux vents dominants et fréquences des épisodes de vent de forte intensité, FA : altitude).

Le choix des variables que l'on introduit est avant tout conditionné par les caractéristiques territoriales, en se plaçant dans des conditions de sécheresse forte, ce qui est le cas le plus souvent rencontré pendant la période estivale.

La disponibilité et la précision géographique des informations qui doivent être cartographiées, sont les premières difficultés à lever. De manière générale, pour toute approche SIG, cette difficulté s'accroît avec la surface du territoire à traiter. Ces variables sont traduites de manière quantitative. Elles sont ensuite hiérarchisées, ce qui nécessite l'avis des experts et la prise en compte des statistiques sur l'historique des feux de végétation. Les coefficients d'inflammabilité et de combustibilité sont attribués aux formations végétales dont on connaît la composition, ramenée généralement à l'essence principale, sans information sur la structure des peuplements ou sur son état hydrique.

### **Téledétection**

Pour ce travail, la seule donnée issue de la télédétection est l'occupation du sol. Elle vient en complément de la cartographie forestière de l'IGN-IFN pour renseigner le territoire à vocation agricole et les zones urbaines. Le résultat utilisé est celui d'une classification supervisée à partir de deux images Landsat-TM, selon des techniques bien maîtrisées au niveau du laboratoire.

### **Stratification du territoire**

Dans le cas d'un territoire de grande étendue on peut s'attendre à une très grande variabilité des conditions du milieu et du couvert végétal, qui s'accompagne d'une sensibilité aux feux très différente d'un lieu à l'autre. La majorité du département se situe dans l'aire géographique du climat méditerranéen, mais une partie du territoire se trouve en zone de montagne. Pour tenir compte de cette hétérogénéité, et en prévision d'un paramétrage adapté du logiciel de simulation, un découpage du territoire est nécessaire. La délimitation de 12 zones d'analyse est le résultat de la prise en compte de plusieurs facteurs naturels tels que le relief, l'occupation du sol et les conditions climatiques générales. Le découpage a été effectué de manière à obtenir des zones les plus homogènes possible vis à vis de ces facteurs, plus particulièrement pour les conditions de vent, facteur prépondérant dans la propagation des incendies.

### **Historiques des feux**

L'analyse de l'historique des feux de forêt est indispensable dans une démarche d'évaluation des risques. Les caractéristiques des feux passés (distribution, surface, date...) permettent de faire une première évaluation du niveau de risque sur le territoire, d'identifier les zones et les périodes les plus sensibles. A partir de la base de données Prométhée (période 1973-2000), pour chaque zone et sur la période dans l'année considérée comme étant la plus « sensible », nous avons extrait les feux passés remarquables. Ils sont retenus comme « aléas de référence », en prenant en considération la date de l'événement et l'importance de la surface brûlée. Par la suite, ce sont les conditions météorologiques survenues les jours de feu remarquable, ou « aléas de référence », qui ont servi à fixer les paramètres de simulation d'incendie.

### **Références météorologiques**

Plusieurs paramètres météorologiques sont nécessaires à la simulation de la propagation des feux, et ceux-ci sont fixés pour chaque zone d'analyse traitée de manière indépendante et en fonction des « aléas de référence ». Chaque zone est renseignée par au moins un poste météorologique utilisé pour définir les conditions. Le facteur vent (vitesse et direction) a une influence majeure sur la progression des flammes et donc sur la taille et la forme de la surface de propagation des incendies. Pour 10 des 12 zones, il s'est avéré nécessaire de retenir deux directions de vent, ce qui implique de doubler les séries de simulations de propagation. Les paramètres température et humidité sont utilisés par le logiciel de simulation pour moduler les caractéristiques de combustibilité de la végétation. Les valeurs des paramètres sont fixées pour une altitude précise. Le logiciel utilise l'information spatialisée sur la topographie pour les faire varier dans l'espace et également au cours de la période de simulation, entre les min et max journaliers donnés en référence.

### **Grille de point d'allumage**

Un fichier de point d'allumage est nécessaire à la simulation des surfaces menacées. Celui-ci a été établi à partir du plan « indice de départ de feu », comme le montre la Figure 4.

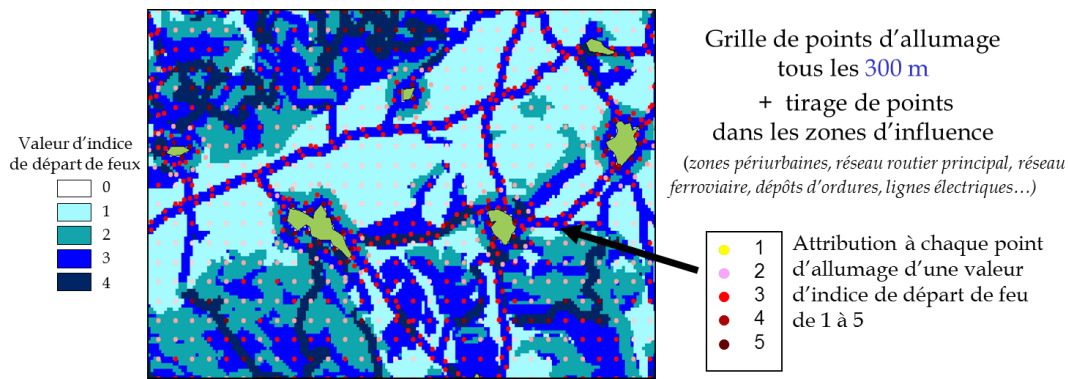


Figure 4 : Schéma d'établissement de la grille de points d'allumage sur le département de l'Aude (65300 points à partir du plan indice de départ de feu).

### Le modèle de simulation

FARSITE est un outil de modélisation spatiale et temporelle de la propagation des feux de forêts développé par des américains, initialement pour l'aide à la conduite de brûlages dirigés [Finney, 1998]. Il permet une évaluation cartographique de la propagation d'un feu, en calculant par étapes, l'avancée d'un front de feu à travers un paysage, en se servant de l'algorithme d'Albini-Rothermel sur le comportement du feu [Rothermel, 1972]. L'évaluation graphique bi-dimensionnelle de la propagation du feu est obtenue en appliquant le principe de Huygens qui génère une série d'ellipses à partir du point initié, en tenant compte des conditions hétérogènes du milieu traversé par le feu (Figure 6) [Richards, 1990].

#### Intégration des modèles de combustible de la classification « Prometheus » et ajustement

FARSITE utilise pour ses calculs 13 modèles de combustible comportant des paramètres descriptifs des propriétés combustibles des différents types de végétation que le feu va parcourir (charge en combustible, épaisseur de la couche de combustible, pouvoir calorifique...). Ces modèles de combustibles sont ceux définis par Albini (1976) et décrits par Anderson [Anderson, 1982]. Ces modèles ne sont pas forcément bien adaptés à la végétation combustible des milieux méditerranéens. Des études dans le cadre d'un projet Européen ont permis de proposer 7 modèles de combustible définis pour une végétation de type méditerranéen (classification Prometheus [Arroyo et al., 2006]). Nous avons choisi de les intégrer pour réaliser les simulations. Une série de tests a été réalisée à partir de feux passés, dont les périmètres sont numérisés. Des essais de simulation, pour comparer avec la réalité des feux passés, ont montré que certains modèles de combustible, avec les conditions locales choisies pour la simulation, ont une tendance à accélérer, ou au contraire trop ralentir la propagation. Un coefficient d'ajustement, à appliquer à chaque type de combustible, a été fixé après plusieurs essais de simulation, jusqu'à obtention de résultats comparables aux feux pris en référence.

#### Données d'entrée, paramétrage et options de simulation

Les données d'entrée sont des informations spatiales concernant la topographie et la végétation, ainsi que des données sur la météorologie.

Huit plans d'information géoréférencés constituent l'environnement ou « paysage » dans lequel FARSITE calcule les périmètres de propagation des feux simulés (Figure 5). Ils décrivent la topographie et des caractéristiques du couvert végétal et sont constitués sur SIG. Les données de références d'entrée de la simulation concernent :

- les modèles de combustible,
- le taux d'humidité du combustible, au stade initial et en cours de simulation, en tenant compte de la variabilité territoriale du régime climatique (méditerranéen, de transition ou atlantique) qui influence la teneur en eau du combustible.
- les conditions fixées pour le vent (direction, vitesse), l'humidité et la température atmosphériques, avec l'heure respective d'enregistrement des minima et maxima. En cours de simulation, le logiciel adapte la

donnée dans l'espace en fonction de la topographie, et dans le temps, pour suivre l'évolution journalière de ces paramètres.

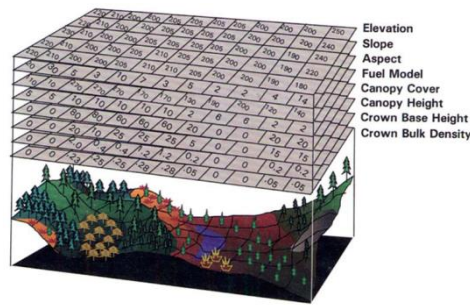


Figure 5 : Données d'environnement au format Raster nécessaires aux simulations avec FARSITE (Source : FARSITE, Technical Documentation).

Les options de simulation fixées sont relatives à la durée de propagation et à l'heure de départ (elle correspond à l'heure où statistiquement on enregistre le plus grand nombre d'incendies).

Un certain nombre de paramètres qu'il convient également de fixer, sert au calcul de l'avancée du front de feu par propagation d'onde (Figure 6C). A partir du point d'allumage, FARSITE calcule une ellipse de forme et de dimension en fonction des conditions locales du combustible, du terrain, des paramètres météorologiques et du vent. Cette ellipse va ensuite produire à sa périphérie une multitude de points-sources donnant naissance à des ellipses qui à leur tour généreront de nouveaux points-sources. Localement, les conditions sont considérées comme uniformes et homogènes pour le calcul de l'ellipse (Figure 6A), mais variables d'un point-source à l'autre si le paysage indique des conditions anisotropes (Figure 6B) vis-à-vis de la combustibilité de la végétation, de la topographie, de la direction ou de la force du vent. L'enveloppe du feu résulte ainsi du calcul d'une infinité d'ellipses qui correspondent chacune à la propagation du feu suivant les conditions locales. C'est la connexion du sommet des ellipses, à un moment fixé, qui constitue l'avancée du front de feu.

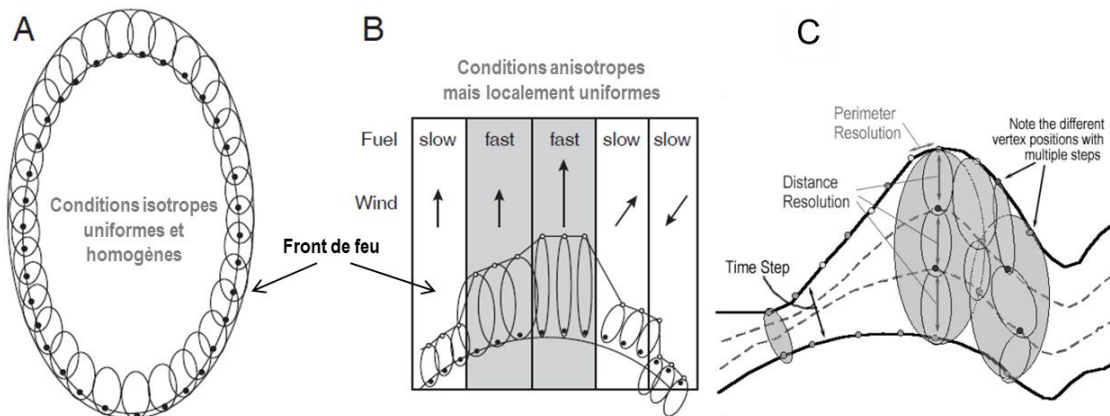


Figure 6 : Illustration du principe d'Huygens et paramétrage pour simulation avec Farsite (Source : FARSITE, Technical Documentation).

### Chaîne de traitement des simulations

Pour une simulation en série, à partir d'une grille d'un total de 65300 points d'allumage, il a été nécessaire de développer une chaîne de traitement en couplant FARSITE à ARCVIEW de manière à traiter successivement et indépendamment les simulations, point par point, et à réaliser les opérations SIG nécessaires. Le résultat est un fichier d'enveloppes de propagation unitaires (vectorielles) qui est utilisé à trois niveaux dans le modèle cartographique (Figure 3) :

- **Pour l'occurrence spatiale de l'aléa subi**, c'est-à-dire la probabilité en un point du territoire (pixel) d'être touché par un feu. Elle est le résultat de la superposition et de l'addition des enveloppes de propagation. Chaque pixel a pour valeur le nombre de fois où il est parcouru par un feu.



- **Pour l'occurrence spatiale de l'aléa induit**, ou probabilité d'être la cause d'un incendie. Elle est obtenue en ramenant les valeurs de surface de propagation, combinée à la probabilité d'éclosion, à chaque point de départ de feu (point d'allumage). Les valeurs sont ensuite interpolées.
- **Pour l'intensité de l'aléa induit**, ou puissance du front de feu induite par chaque point de départ de feu. Elle est obtenue par le calcul de la valeur moyenne d'intensité des surfaces de propagation, obtenue par intersection spatiale avec le plan « indice d'intensité ». Les valeurs sont attribuées aux points d'allumage puis interpolées.

Plusieurs étapes de rasterisation, d'interpolation spatiale et de combinaison, qu'il est difficile de développer ici, sont nécessaires pour produire les 2 plans d'indice, d'aléa induit et d'aléa subi [Chéret et al., 2003].

Nous pouvons illustrer le résultat final pour le plan « aléa subi » (Figure 7). Après classement des valeurs d'aléa entre 0 et 5, ce résultat est adapté à l'identification des « bassins à risque ». Il a été utilisé pour la hiérarchisation des communes en vue de la prescription des Plans de Prévention des Risques d'Incendie à échelle des communes (PPRI).

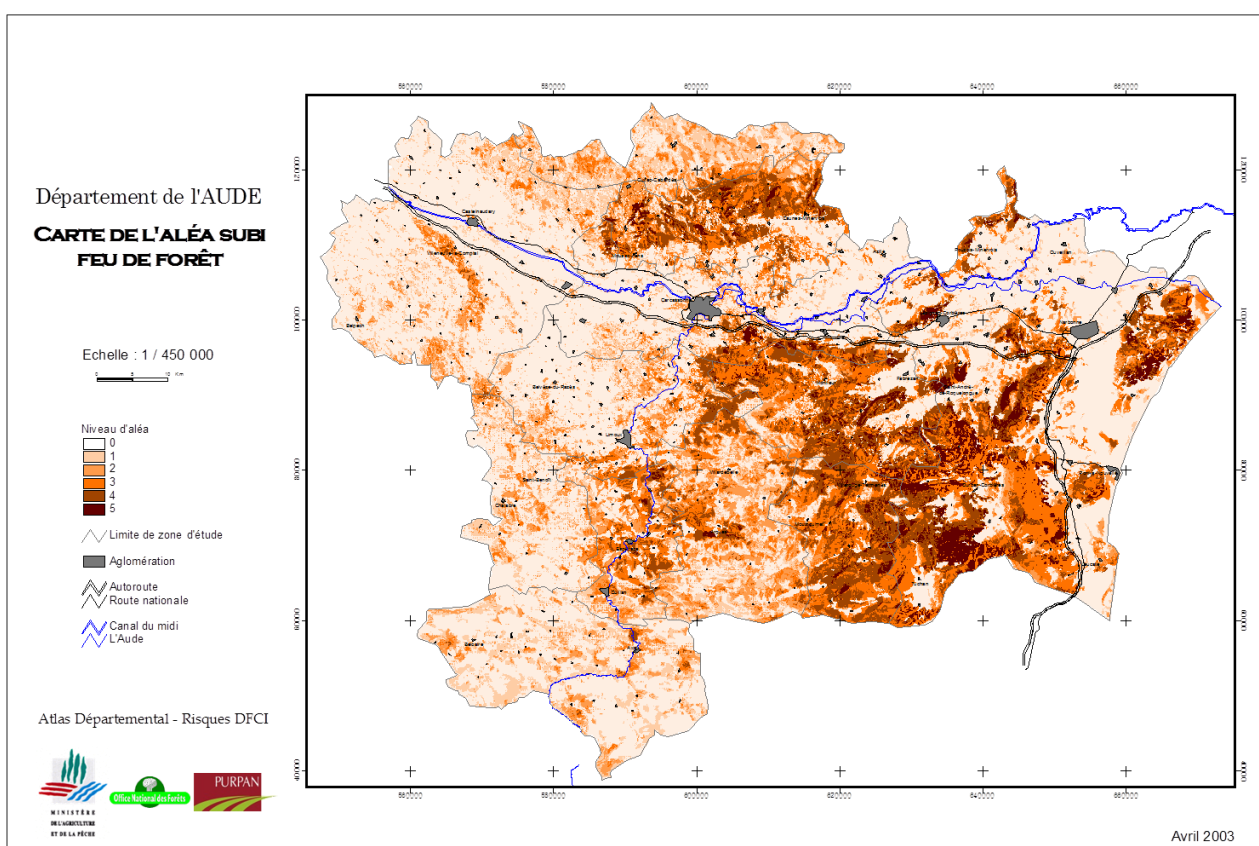


Figure 7 : Carte de l'aléa subi du département de l'Aude.

La seule donnée possible pour une démarche de validation est l'historique des feux. Cette démarche se limite à vérifier que les points de recensement (Prométhée) présentant une fréquence élevée de départs de feux coïncident avec des valeurs l'aléa élevée (Figure 8). Pour les autres points du territoire, seule l'approche experte permet de valider les résultats.

Cette méthode a pu être appliquée, avec un changement d'échelle, pour réaliser des cartes d'aléa subi de massifs forestiers dans le cadre d'aménagement forestier (Figure 9).

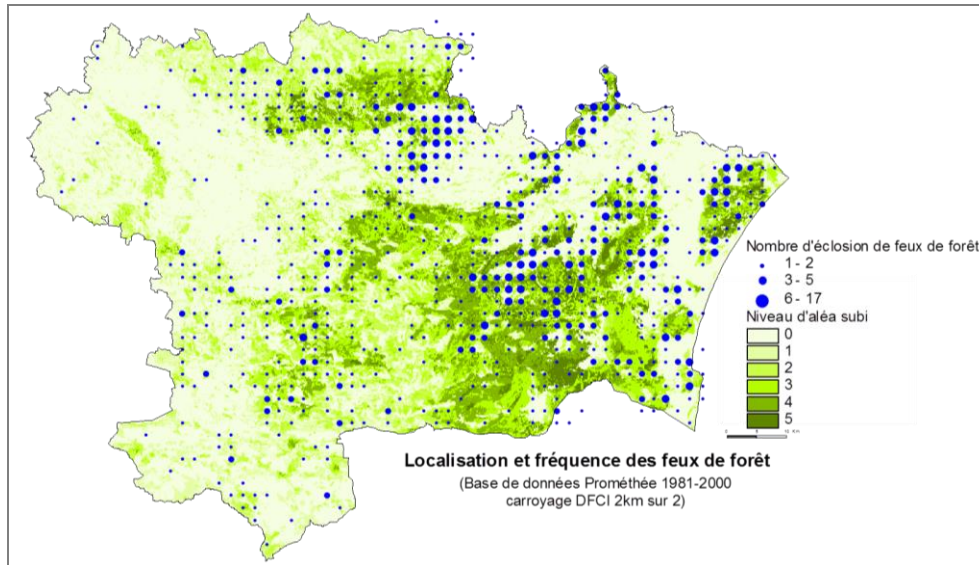


Figure 8 : Répartition de nombre de feux de forêt (période 1981-2000) sur le département de l'Aude – Niveau d'aléa subi (2003).

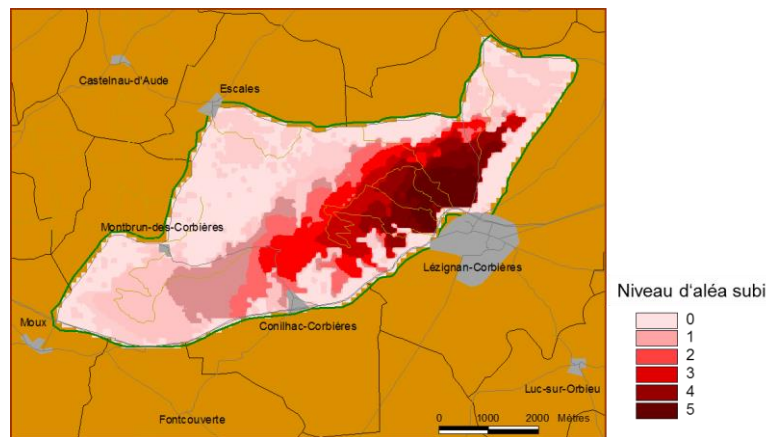


Figure 9 : Carte de l'aléa subi du massif forestier de Lézignan-Corbières en 2005 (Aude).

### 2.2.2 Adaptation d'un modèle indiciaire à l'échelle régionale

La prise en compte du risque sociétal d'incendie de forêt à l'échelle régionale relève d'un travail de diagnostic dit à macro-échelle d'observation. La demande de classement des territoires à haut risque d'incendie de forêt découle du code forestier. Depuis 2001, l'article qui régit les dispositions à mettre en œuvre a élargi son plan d'application à 3 régions supplémentaires dont Midi-Pyrénées, ce qui fait un total de 8 régions concernées. Pour ces régions, il convient d'identifier les territoires soumis à un niveau de risque justifiant la mise en place de plans de prévention, en priorisant les départements ou les communes.

La présente contribution méthodologique à l'évaluation des risques à une échelle d'observation régionale est le résultat d'un travail collaboratif avec les gestionnaires forestiers (ONF et DRAAF Midi-Pyrénées), dans le cadre de la réalisation de l'atlas Midi-Pyrénées sur les risques de feux de végétation [Chéret et Denux, 2007; Chéret et Kuss, 2005; Roseau, 2004]. Compte tenu de l'échelle d'analyse, plusieurs éléments de problématique s'imposent. La méthode d'évaluation doit être adaptée pour prendre en considération le contexte géographique de très grande superficie (45 000 km<sup>2</sup>), hétérogène tant sur le plan environnemental (climat, relief, nature des sols, végétation) que sur le plan des activités humaines. De même, il a été nécessaire de considérer l'impossibilité technique de mettre en œuvre des simulations de feux tels que cela a été fait dans

l'étude précédente, et enfin le manque fréquent d'homogénéité et d'exhaustivité des informations géographiques à cette échelle d'analyse.

### *Modalités de construction du modèle*

La zone d'étude se trouve hors contexte méditerranéen reconnue pour son intensité des risques. Par conséquent, les caractéristiques des feux de forêt sont obligatoirement spécifiques à cette région, avec une sensibilité aux feux très variable d'une zone à l'autre. La répartition des surfaces forestières est très inégale et les grandes zones boisées sont surtout concentrées sur les parties montagneuses. Beaucoup de feux enregistrés concernent des espaces de types « landes et broussailles », ce qui nous amène à parler d'aléa feux de végétation et, plus exactement, d'espaces naturels combustibles (ENC), plutôt que d'aléa feux de forêt. A cette échelle, seul l'aléa est évalué. La vulnérabilité n'est pas intégrée au modèle.

Le principe de construction du modèle repose sur les points suivants :

- Une modélisation spatiale indiciaire basée sur la connaissance experte, traitée de manière combinatoire sur SIG, et intégrant des données statistiques, cartographiques et de télédétection pour qualifier et quantifier les facteurs déterminants de l'aléa.
- La distinction de l'aléa « potentiel », avec ses différentes composantes (végétation, milieu physique et activités humaines), de l'aléa « historique » basé sur l'analyse des caractéristiques des feux passés.
- Une stratification géographique du territoire en plusieurs « zones d'analyse », pour prendre en compte les caractéristiques territoriales locales au regard de leur sensibilité au feu et de leur caractéristiques de milieu.
- Une caractérisation des zones d'analyse sur la base de données statistiques et des témoignages d'acteurs départementaux.

### *Délimitation et caractérisation des zones d'analyse*

En phase préliminaire, une analyse des feux est réalisée à l'échelle départementale. Certains services ont une connaissance et un vécu, de par les missions qui leur sont conférées, qu'il est intéressant de recueillir. Il s'agit ici de dégager, à partir de témoignage d'acteurs départementaux (services DFCI, fédérations pastorales...), les éléments susceptibles de caractériser les différentes parties du territoire au regard du risque de feux d'ENC.

Les feux répertoriés depuis 1992 par les services statistiques (SCESS) ne sont pas localisés géographiquement mais recensés par entité administrative. Dans ces conditions, il n'y a donc pas de possibilité d'interpolation selon des méthodes déjà expérimentées [*De la Riva et al.*, 2004] et la combinaison avec les autres plans d'information ne peut être réalisée qu'à la commune. Même si certaines données d'inventaire manquent parfois de précision et d'exhaustivité, en particulier l'estimation des surfaces brûlées, l'historique des feux nous renseigne sur les causes de départ de feux les plus fréquentes, sur les périodes de l'année les plus sensibles et sur l'importance globale des surfaces parcourues. Il en ressort des éléments clés pour définir la typologie des feux des différentes zones d'études. Par exemple, sur les reliefs des Pyrénées, les feux pastoraux (écobuages) sont bien la cause principale d'incendie. Ils se produisent majoritairement en hiver sur les communes où cette pratique d'entretien des estives est courante. Les feux, souvent mal maîtrisés faute de moyens, gagnent les surfaces en landes sur expositions ensoleillées et atteignent parfois les formations forestières contiguës. Ailleurs, lorsque les causes sont davantage liées aux travaux agricoles et à la fréquentation humaine, les feux sont plus fréquents en période estivale. A cette typologie des feux, s'ajoutent les caractéristiques du milieu physique (relief, sol,) et climatiques. Les conditions de milieux variées ont des conséquences directes sur la place et la nature des formations forestières en Midi-Pyrénées. En plaine, où l'activité agricole est prépondérante, le taux de boisement est faible et les couverts forestiers sont très morcelés ou fragmentés. Les zones à taux de boisement élevé avec de grands continuum de combustible composés de forêt et de landes correspondent aux territoires de montagne. Au final, 5 grandes zones sont délimitées (Figure 10). Cette phase constitue un premier niveau d'évaluation territoriale de la sensibilité au feu et de compréhension de la cause et la nature des incendies d'ENC. C'est sur cette base que peut s'effectuer la sélection des paramètres qui contribuent localement aux facteurs de risque [*Kalabokidisa et al.*, 2002].

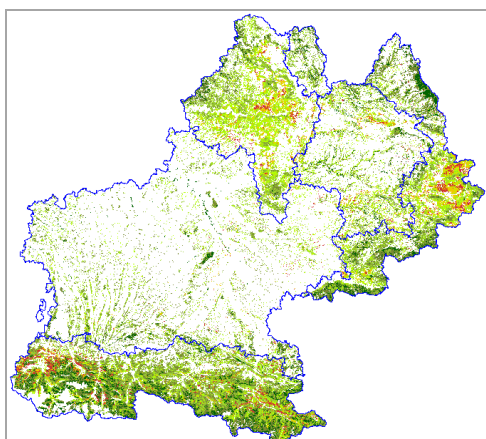


Figure 10 : Stratification du territoire Midi-Pyrénées.

### Modèle indiciaire d'évaluation de l'aléa feu d'ENC

Le choix des paramètres à considérer pour la modélisation cartographique doit prendre en compte un maximum d'éléments déterminants retenus dans la typologie des feux, avec la contrainte technique liée à l'échelle d'observation et à l'exhaustivité des données (variables) susceptibles d'être utilisées pour les caractériser. Pour chaque paramètre, on peut identifier le niveau d'influence soit sur l'occurrence spatiale, soit sur l'intensité des feux (Tableau 1).

Aléa	Composante	Paramètre	Occurrence spatiale		Intensité	
			Probabilité d'éclosion <i>(probabilité qu'un feu se déclare en un lieu donné)</i>	Probabilité d'incendie <i>(probabilité qu'un feu se propage en un lieu donné)</i>	Surface menacée <i>(surface parcourue par un feu)</i>	Intensité de l'incendie <i>(puissance du front de feu)</i>
<b>Aléa potentiel</b>	Végétation	Combustibilité	X	XX	XX	XX
		Inflammabilité (RGRE)	XX	X	X	X
		Taux d'ENC	X	XX	XX	
		Continuité des ENC		XX	X	
	Milieu physique	Rayonnement solaire	X	X	X	X
		Pente		XX	X	XX
		Exposition aux vents dominants		XX	XX	X
	Activités humaines	Variation de la population	XX	XX	X	
		Développement résidentiel				
		Activités agricoles (déprise, écobuage)	XX	X	X	
		Pression touristique	XX	X		
<b>Aléa historique</b>	Historique des feux	Nombre de feux - Pression*	XX			
		Surface brûlée - RMA**		XX		
		Cause et date de départ de feux	XX			

X influence modérée, XX influence forte

\*Pression des feux : Nombre d'éclosion de feux par an pour 10 000 ha d'ENC

\*\*RMA : Surface brûlée par an pour 100 ha d'espaces naturels combustible

Tableau 1 : Contribution à l'évaluation de l'occurrence spatiale et l'intensité des feux des paramètres retenus pour les composantes de l'aléa potentiel et de l'aléa historique.

## Les variables intégrées dans la modélisation

- La caractérisation de la végétation pour son niveau de combustibilité et d'inflammabilité reste une des difficultés majeures. Or ce facteur est le plus important car directement associé au risque d'éclosion et de propagation des feux. Les cartes forestières départementales de l'IGN-IFN ont été utilisées pour les limites des ENC et le calcul de leur surface. Un coefficient de combustibilité a été attribué par connaissance experte, sur la base d'une classification du CEMAGREF. Pour caractériser l'inflammabilité des ENC, nous avons intégré au modèle une donnée issue de la télédétection. Il s'agissait de cartographier un indice dérivé du NDVI, traduisant une sensibilité de la végétation aux feux et sa variabilité dans l'espace, compte tenu des types de végétation présents sur la région Midi-Pyrénées et des conditions d'environnement qui sont souvent éloignés des milieux méditerranéens. Un indicateur d'assèchement estival de la végétation (nommé *RGRE<sub>annuel</sub>*) a été développé à partir de séries temporelles NDVI-SPOT VEGETATION. Il est illustré pour les années 2000 et 2003 par la Figure 11. Les travaux menés en télédétection pour la recherche de cet indicateur sont présentés dans le paragraphe 2.2.3 [Chéret et Denux, 2007]. Pour être intégrées dans le modèle, un indice « permanent » d'inflammabilité a été dérivé des valeurs moyennes de *RGRE<sub>annuel</sub>* calculées sur 5 années (1998-2002).

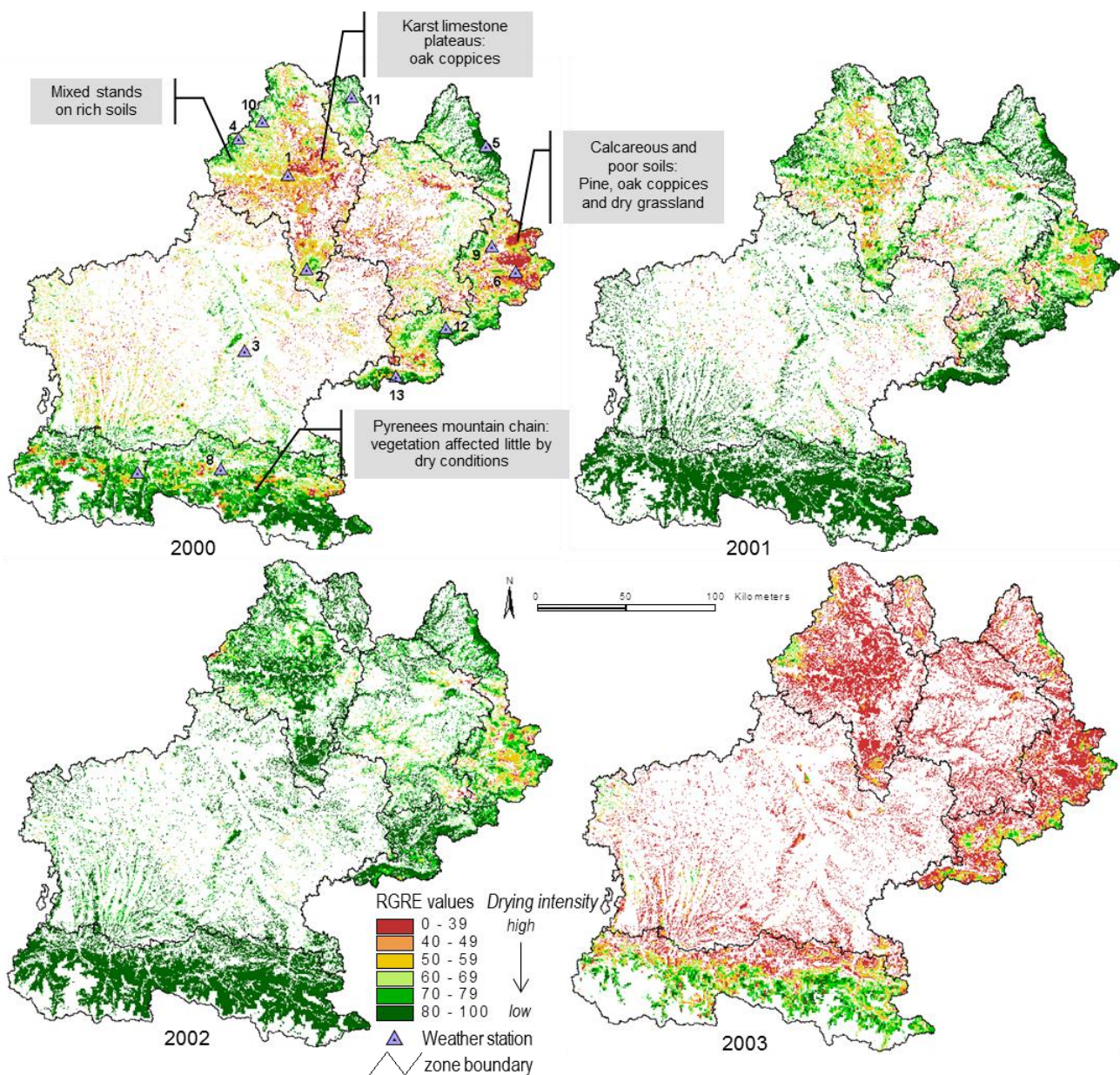


Figure 11 : Cartes de *RGRE<sub>annuel</sub>* pour la région Midi-Pyrénées (2000-2003) [Chéret et Denux, 2007].

La discontinuité du couvert végétal, caractéristique des espaces combustibles lâches et morcelés de la zone centrale de Midi-Pyrénées, a été introduite comme facteur minorant l'aléa, car freinant la propagation des incendies. Pour cela nous avons calculé un indice de fragmentation des espaces naturels végétaux (indice de Mesh [Jaeger, 2000]), par analyse spatiale en utilisant des outils d'analyse de paysage.

- Les facteurs topographiques pris en compte pour les conditions de milieu sont les variables classiquement connues pour leur influence, soit directe sur la propagation des feux, soit indirecte sur l'état hydrique des végétaux. Ils ont été calculés à partir d'un modèle numérique de terrain et de données météorologiques sur les vents.

- Les activités humaines sont envisagées sous 2 aspects : comme sources de départs de feu (liées à la fréquentation, aux activités...) et comme facteurs aggravant pour leur action sur l'augmentation de la surface combustible (problématique de gestion et d'entretien de l'espace). Suite au phénomène de déprise agricole et de migration de population, les espaces ruraux sont de moins en moins entretenus. Les espaces d'abord en friches puis en forêt s'étendent au détriment des terres cultivées ou pâturées, conduisant à la constitution progressive d'un continuum forestier sans coupure pour les incendies. L'engouement accru de la population de se rapprocher de la nature a pour conséquence un accroissement de la fréquentation touristique et de la construction de résidences secondaires dans les zones boisées ou à fort taux d'espace naturel combustible, augmentant ainsi la probabilité de départ de feux. Ce phénomène est particulièrement vrai dans les secteurs très touristiques du Nord-Ouest de Midi-Pyrénées. Un autre facteur de prédisposition est la pratique de feux pastoraux pour l'entretien des estives évoqué précédemment. Pour traduire ces phénomènes, les variables ont été choisies principalement sur la base de données statistiques existantes et intégrées au calcul des indices (taux de variation de la population communale, taux d'activité agricole, densité communale des résidences secondaires, taux de fonction touristique...).

- Pour l'historique des feux, les éléments statistiques retenus sont le risque moyen annuel (RMA) et la pression moyenne annuelle [Jappiot et al., 2001].

Les données sont traduites en variables quantitatives normalisées. Après différentes étapes de pondération selon leur niveau de contribution à l'aléa, ces variables sont combinées en plans indiciaires selon le modèle SIG schématisé par la Figure 12. Le calcul des indices élémentaires (ou intermédiaires) et leur combinaison en indices d'« aléa potentiel » est spécifique à chaque zone. Pour les cartes finales (aléa potentiel, aléa historique et aléa global), les valeurs sont reclassées en quatre niveaux : nul à très faible, faible, moyen et élevé, et exprimées à l'échelle communale.

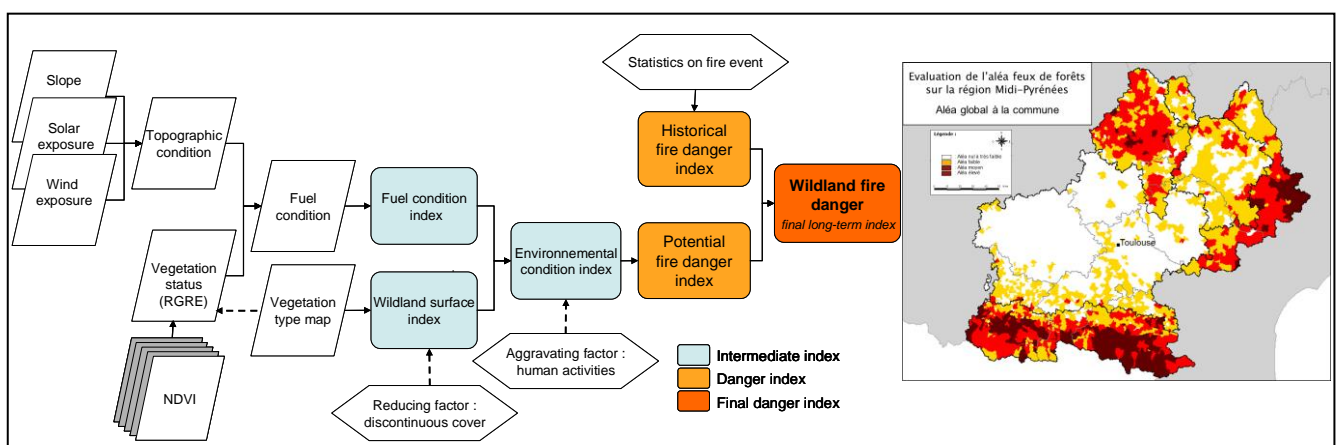


Figure 12 : Représentation schématique du modèle d'évaluation de l'aléa feu d'ENC appliqué à la région Midi-Pyrénées et carte finale [Chéret et Denux, 2007].

Les résultats ont servi à la détermination des zones prioritaires pour concentrer les efforts de planification aux zones ou aux départements qui le justifient. Ces éléments d'évaluation du risque ont d'ailleurs été intégrés

récemment (2015) dans le cadre de l'actualisation du plan de protection des forêts contre l'incendie (PPFCI) du département du Lot (<http://www.lot.gouv.fr/foret-r3759.html>).

### 2.2.3 Indicateurs d'état de la végétation

En France, hormis pour une aide à la cartographie de l'occupation des sols et de l'extension urbaine, aucun modèle opérationnel d'évaluation des risques n'intègre, comme donnée d'entrée, de l'information issue de la télédétection. Dans les modèles « statiques », la cartographie de l'inflammabilité et de la combustibilité de la végétation est le plus souvent basée sur l'interprétation des cartes forestières. Un coefficient spécifique est attribué par type de formation, mais celui-ci est constant dans l'espace et dans le temps. Or selon les conditions de stations, une même espèce peut avoir un comportement au feu sensiblement différent. Le modèle « dynamique » de prévision d'occurrence de feu par Météo-France, l'IFM (Indice Forêt-Météo), est un modèle météorologique, dérivé du modèle Canadien [Van Wagner, 1987]. Un des trois indices qui le composent simule l'humidité du combustible léger mort (litière), c'est-à-dire son degré d'inflammabilité. Cet indice est uniquement basé sur des variables météorologiques. Le taux d'humidité du combustible vivant est, par contre, très difficilement estimable par des données météorologiques car il est nécessaire de prendre en compte la variabilité du couvert végétal et sa capacité d'adaptation [Chuvieco et al., 2014]. La prédisposition des formations végétales aux incendies est très liée à la leur teneur en eau; la végétation naturelle soumise à un déficit hydrique sera plus sensible à l'aléa feu. Dans ce cas, la télédétection peut apporter une aide significative pour la description de l'état de la végétation et le suivi de son comportement saisonnier. Son intégration dans les modèles d'évaluation du risque d'incendie est étudié depuis longtemps, et parfois même utilisée de manière opérationnelle (cas du Fire Potential Index) [Allgöwer et al., 2003; Burgan et al., 1998; Chuvieco et al., 2003a; Leblon et al., 2007; Sebastián-López et al., 2007].

Les données de télédétection dans le domaine optique sont connues pour être bien corrélées à l'activité de la végétation [Asner, 1998; Maselli, 2004]. Habituellement, ces données sont exprimées en indices de végétation construits par combinaison des valeurs de réflectance de différentes gammes de longueurs d'onde liées aux caractéristiques spectrales de la végétation. Le plus largement utilisé est le NDVI (*normalized difference vegetation index*) [Rouse et al., 1974] dont l'expression est  $NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$ , où *R* est la réflectance dans la bande du Rouge et *NIR* la réflectance dans la bande du Proche InfraRouge. Cet indice, dont la robustesse est démontrée, s'avère être un bon indicateur de la dynamique de la végétation, sensible aux variations spatiales et temporelles des conditions phénologiques et physiologiques de la végétation [Ceccato, 2001; Huete A. et al., 2002; Wang et al., 2005]. L'intérêt d'introduire une dimension temporelle dans l'analyse des données de télédétection pour estimer l'état de la végétation a été démontrée en utilisant des séries temporelles de NDVI pour déterminer le cycle annuel phénologique de la végétation et détecter des tendances évolutives [Duchemin et al., 1999; Pettorelli et al., 2005; Reed, 2006; Zhang et al., 2003]. La variabilité intra et interannuelle des cycles de NDVI sont connus pour être liés à des changements dans la production de biomasse et des variations du taux d'humidité de la végétation, au cours de la période de déficit hydrique [Hardy et Burgan, 1999; Oldford et al., 2006]. De nombreux auteurs ont travaillé à la proposition d'indices d'état de la végétation, ou indice de vigueur, basés sur la variation temporelle des valeurs de NDVI pendant la saison sèche [Burgan et al., 1998; Illera et al., 1996; Kogan, 1990; Kogan, 2001].

Cependant, des avancées sont encore attendues, en particulier dans la validation de ces indices pour des types de végétation et des territoires qui ne sont habituellement pas soumis à un haut niveau de risque. De plus, les indices existant ont été conçus pour des évaluations dynamiques. Or, comme cela a été montré précédemment, le besoin d'indicateurs sur l'état du combustible lié à sa sensibilité au feu concerne également les modèles de risque « statique ». Caractériser l'état du combustible par des indicateurs annuels ou moyens sur un territoire aussi vaste qu'une région ou un département est également une étape essentielle.

Le point déterminant de notre contribution à cette thématique a été de construire des indicateurs spatio-temporels pour exprimer cartographiquement la sensibilité de la végétation, liée à sa vigueur et à son niveau d'assèchement [Chéret et Denux, 2011]. Dans nos travaux, le besoin était d'identifier les surfaces où la

végétation naturelle atteint le niveau d'inflammabilité le plus élevé au cours de la période la plus sèche de l'année. Les données utilisées sont des séries temporelles d'indices de végétation qui offrent le potentiel d'analyser la dynamique de la végétation sur de très grandes étendues et sur une période relativement longue. Nous avons cherché à calculer des indicateurs annuels à partir des valeurs de NDVI mesurées à des stades précis du cycle saisonnier de la végétation pour représenter son intensité d'assèchement en été.

Le travail est basé sur une analyse phénologique des principales formations végétales des milieux méditerranéen et atlantique, et sur le calcul de phenometrics, à partir des cycles saisonniers de NDVI, et dans certains cas de NDWI (*normalized difference water index*). Les deux hypothèses de départ ont été : 1) qu'il existe un cycle spécifique pour chaque type de végétation, exprimé par un profil annuel de NDVI et des phenometrics associés et 2) que les variations spatiales et interannuelles des indicateurs construits à partir des phenometrics sont corrélées aux conditions météorologiques, et en particulier, à l'intensité de la sécheresse climatique ou édaphique .

Par phénologie, on entend la répartition dans le temps des étapes de croissance et de développement des plantes qui se produisent de manière cyclique sous l'influence des facteurs climatiques. Quand la phénologie est étudiée par télédétection, on parle de phénologie de surface (*Land Surface Phenology* en anglais) pour faire la distinction avec les analyses phénologiques par l'observation au sol des individus d'une espèce donnée [Reed et al., 2009]. Sur les images satellitaires, l'information est agrégée car elle traduit la réponse d'un couvert végétal, souvent hétérogène, correspondant à la surface couverte par le pixel.

Deux types de séries temporelles d'images ont été utilisés :

- Des données SPOT VEGETATION, pour des premiers travaux sur le territoire Midi-Pyrénées. Les produits utilisés sont des images de synthèse sur 10 jours des valeurs maximales de NDVI, à la résolution spatiale de 1km.
- Des données MODIS, pour couvrir les départements méditerranéens de l'Aude et des Pyrénées-Orientales. Il s'agit du produit MOD13Q1 d'indices de végétation. Les données utilisées sont des images de synthèse sur 16 jours de valeurs de NDVI et des bandes spectrales pour le calcul du NDWI. La résolution spatiale des images est de 250 m. Des prétraitements sont nécessaires, en particulier le masque des nuages en utilisant les données sur la qualité des images, et la correction de valeurs aberrantes en utilisant l'algorithme Savitzky-Golay avec le logiciel TIMESAT [Jönsson et Eklundh, 2004].

Les données de validation sont essentiellement des données climatiques issues du réseau de stations Météo-France et de données spatialisées du LERFoB (Laboratoire d'Etude des Ressources Forêt-Bois).

## *Profils de NDVI*

### **Cycle saisonnier et variabilité interannuelle**

L'exemple des profils pluriannuels de NDVI, établis pour trois types de peuplements résineux à partir d'images MODIS (Figure 13), met en évidence le cycle saisonnier ainsi que les variations de comportement interannuelles. On peut clairement identifier sur les courbes les phases importantes de la dynamique saisonnière correspondant au démarrage de l'activité photosynthétique au début du printemps, puis la phase de croissance jusqu'au maximum atteint en fin de printemps, marquant la fin de la production de biomasse. Cette saison de croissance est suivie d'une phase de décroissance estivale indiquant la sénescence progressive de la végétation, plus ou moins rapide selon les années. On peut observer que la sécheresse de 2003, par exemple, se traduit par une chute très brutale de NDVI dès le début du mois de juillet. Une remontée de NDVI est parfois observée en automne, celle-ci accompagne la reprise des précipitations. En hiver, les mesures de NDVI peuvent être extrêmement perturbées par le couvert neigeux pour les sites les plus élevés en altitude.



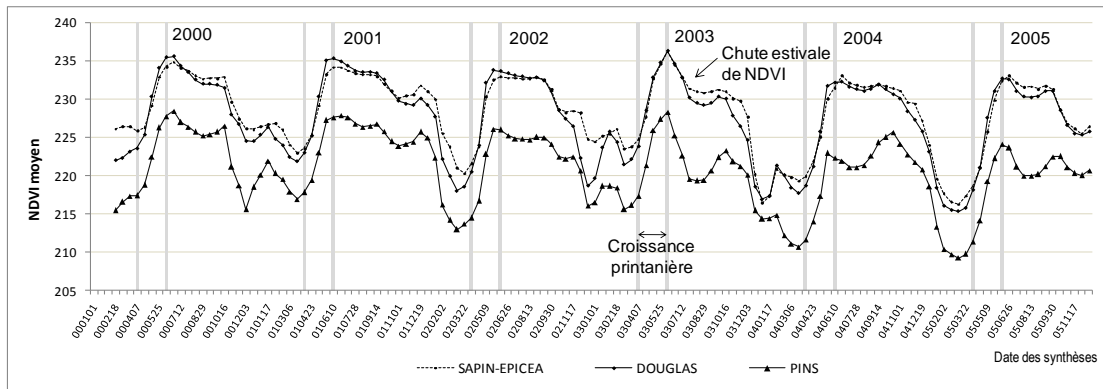


Figure 13 : Profils pluriannuels de NDVI pour trois groupes de résineux, établis à partir d'images MODIS.

### Séparabilité des formations végétales

On s'est assuré de la bonne séparabilité des formations végétales en analysant les profils de NDVI obtenus pour la végétation du territoire Midi Pyrénées, à partir de séries d'images SPOT VEGETATION [Chéret et Denux, 2007]. Les résultats sont illustrés pour sept formations végétales (Figure 14). Elles présentent la même forme de cycle saisonnier mais avec une forte variabilité d'amplitude des valeurs de NDVI. Pour les sept formations végétales, on a calculé et comparé un indice d'activité végétale (« total greenness » ou verdure totale) qui correspond à l'aire totale sous la courbe de NDVI, calculée sur la période de mai à septembre et moyennée sur 5 cinq années (1998 à 2002). Une analyse de variance confirme une différence significative entre les sept formations (Figure 15). La comparaison des moyennes de l'indice montre cependant que nous ne pouvons pas séparer les deux espèces de montagne, Hêtre et Douglas. Ceci aurait sans doute été possible en prenant en compte la période hivernale dans le calcul de l'indice. Le NDVI indique la variabilité temporelle du comportement de la végétation, en différenciant correctement les types de formations végétales.

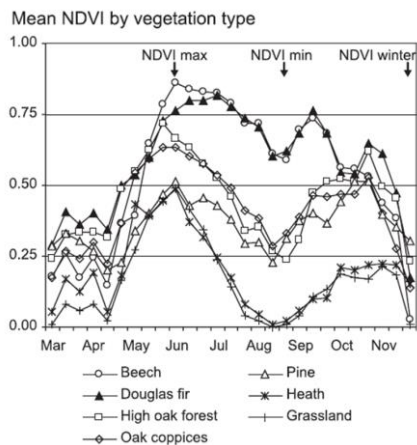


Figure 14: Variation saisonnière de NDVI (2000).

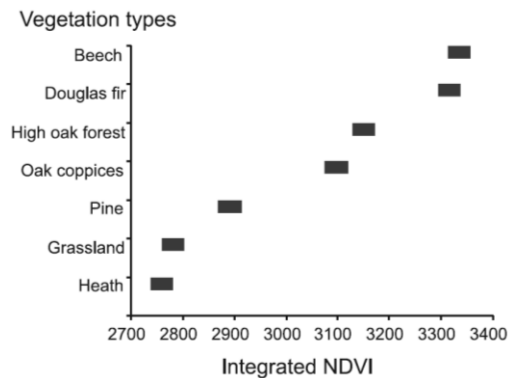


Figure 15 : Moyenne de l'indice de verdure totale avec l'intervalle de confiance (1998-2002).

### Identification de groupes phénologiques

Le travail a été élargi au département de l'Aude et des Pyrénées-Orientales pour prendre en compte des formations méditerranéennes en plus des formations atlantiques, et proposer un regroupement en fonction de la similitude de leur comportement saisonnier [Chéret et Denux, 2008]. L'analyse s'est faite à partir de séries NDVI-MODIS sur la période 2000-2006, pour 21 formations forestières dominantes cartographiées par l'IGN-IFN. Au final, quatre groupes phénologiques ont été distingués (Tableau 2). Les courbes des trois premiers groupes sont présentées pour les formations de l'Aude (Figure 16).

Le groupe 1 correspond à la végétation de la partie montagneuse du territoire, peu soumise à la sécheresse estivale. Les courbes traduisent un cycle de croissance typique des espèces de montagne ou de type atlantique. Elles sont caractérisées par un seul maximum de NDVI (à la fin du mois de juin) marquant la fin de

la phase de développement végétatif de printemps (d'Avril à Juin). Nous pouvons cependant distinguer différents sous-groupes à l'intérieur du groupe 1, principalement en fonction de :

- L'intensité de l'activité printanière et du taux de croissance, très forts pour les peuplements décidus (1a : Hêtre, Châtaignier, Chênes décidus), relativement plus faibles mais cependant très marqués pour la garrigue à Chêne pubescent (1c) et limité pour les résineux (1b : Sapin pectiné, Pin sylvestre et Pin à crochets) ;
- L'importance de la baisse estivale liée au taux de sénescence, faible après un long plateau pour les résineux (1b), modérée après un plateau estival pour les feuillus (1a), et très accentuée pour la garrigue à Chêne pubescent (1c) localisée en effet sur les stations sèches ;
- Des valeurs de NDVI restant élevées en hiver pour les conifères (1b).

Le groupe 2 correspond typiquement à la végétation méditerranéenne, localisée sur la partie orientale en bordure du littoral, et donc soumise à une sécheresse estivale très prononcée. Il est représenté par les garrigues boisées de conifères ou non boisées, et les peuplements de Pin (Pin maritime et Pin d'Alep). L'activité printanière de la végétation démarre fin avril pour atteindre un maximum fin juin. Le taux de croissance apparaît nettement moins élevé que pour le groupe précédent. A cette phase succède une baisse d'activité estivale qui correspond à la période où les plantes, subissant un stress hydrique, réduisent leur activité physiologique (caractéristique de l'adaptation de ces espèces au déficit hydrique). Une augmentation très nette du NDVI dès la fin du mois de septembre marque une reprise de l'activité végétale sous l'influence, d'une part, des premières pluies après la période de sécheresse, d'autre part, d'une diminution des températures. Les plus fortes valeurs de NDVI sont généralement atteintes en Novembre ou Décembre. Ce qui différencie les courbes de ce groupe des deux autres, c'est leur forme bimodale et les valeurs maximales de NDVI détectées non pas au printemps mais en fin d'automne-début d'hiver. A cette phase hivernale suit une chute de NDVI sur la période février-mars-avril, avant le redémarrage de l'activité printanière. Globalement, les formations boisées de ce groupe, et particulièrement les peuplements de Pin maritime, ont une réponse plus forte que les garrigues.

Le groupe 3 est composé des types de végétation dominés par la présence du Chêne vert, du Chêne liège ou de Pin. Principalement localisé sur la partie occidentale des Corbières et sur le piémont de la Montagne Noire, ce groupe « méditerranéen » est également soumis à la sécheresse estivale (Figure 16). Tout comme pour le groupe 2, le profil temporel moyen est bimodal avec deux maxima relatifs, un à la fin du printemps et un autre en fin d'automne. Ce groupe se caractérise par une faible amplitude de variation de NDVI. Ce dernier se maintient tout au long du cycle annuel à un niveau relativement élevé et aucune chute brutale de NDVI n'est observable.

Plusieurs études décrivent la phénologie des espèces méditerranéennes et la modulation des phases d'activité de croissance liées à des périodes de stress hydrique [Cesaraccio *et al.*, 2004; De Lillis *et Fontanella*, 1992; Gratani *et Crescente*, 1997; Pellizzaro *et al.*, 2007]. Il a été observé que la majorité des espèces sclérophylles à feuilles persistantes ralentit fortement son activité pendant la période sèche. La plupart des espèces présentent deux périodes végétatives : la plus importante au printemps et la seconde à l'automne, lorsque les conditions météorologiques redeviennent plus favorables. Certaines espèces développent des feuilles en automne, souvent plus grandes, qui persistent tout l'hiver. La chute des feuilles se produit tout au long de l'année, mais la chute maximale a été observée au printemps. Une grande variabilité de l'activité photosynthétique au cours de la saison de végétation a également été observée [Tretiach, 1993]. Les caractéristiques des cycles saisonniers de NDVI observés pour les groupes 2 et 3 peuvent être mises en relation avec les observations phénologiques concernant la variabilité saisonnière de la photosynthèse, la dimension des feuilles d'automne, ainsi que la chute maximale des feuilles au printemps.

Enfin, un quatrième groupe a été identifié, celui des pelouses et landes d'altitude, localisées sur les reliefs pyrénéens. Ce groupe, est très proche du groupe 1 dans la forme des profils, avec une forte amplitude de variation saisonnière. Toutefois, le groupe 4 se différencie du groupe 1 par des valeurs de NDVI nettement plus faibles (voir courbes des pelouses et landes de la Figure 14), ce qui est à mettre en relation avec la faible quantité de biomasse active de ces formations végétales.

Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4
-futaie de hêtre	-garrigue ou maquis boise de conifères indifférencies -garrigue ou maquis non boise -futaie adulte de pin d'Alep -futaie adulte de pin maritime	-taillis de chêne vert -futaie de chêne-liège -garrigue boisée de chêne vert chêne-liège ou pin -futaie adulte de pin noir	-pelouse alpine -lande alpine -pâturage montagnard en dessous de la limite des forets -grande lande atlantique ou montagnarde
-taillis de hêtre			
-taillis de chênes décidus			
-taillis de châtaignier			
-taillis de chêne pubescent			
-garrigue boisée de chêne pubescent ou châtaignier			
-futaie de pin sylvestre			
-futaie de sapin-épicéa			
-futaie de pin a crochets			

Tableau 2 : Répartition des formations végétales dans les quatre groupes phénologiques (nomenclature de l'IFN).

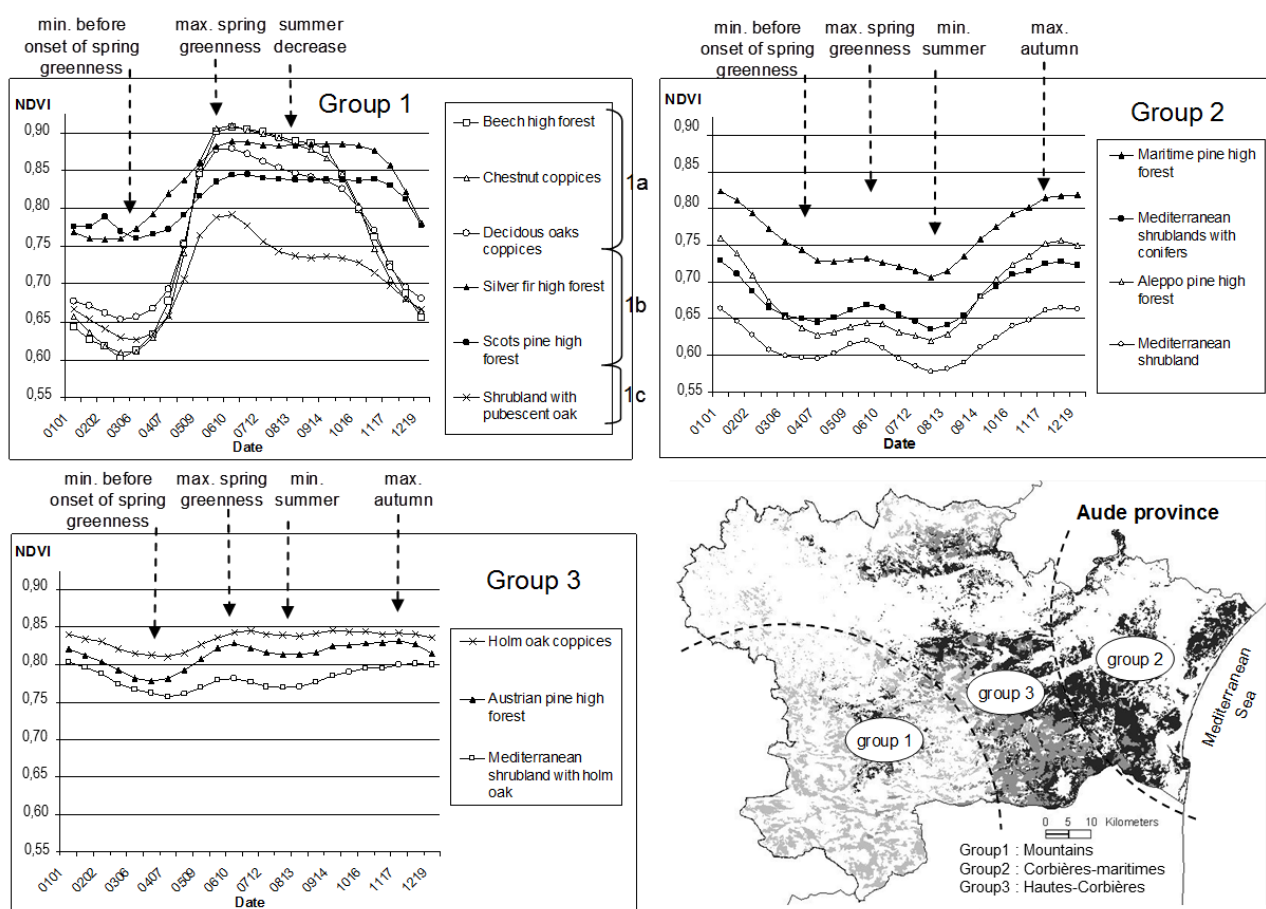


Figure 16 : Profils saisonnier moyen de NDVI (2000-2006) – Distribution géographique des trois groupes phénologiques [Chéret et Denux, 2011].

Nous avons également analysé les courbes de l'indice NDWI pour les mêmes formations et sur la même période. Cet indice est défini de la manière suivante :  $NDWI = (NIR - SWIR) / (NIR + SWIR)$ , où *NIR* est la réflectance dans la bande proche-infrarouge et *SWIR* la réflectance dans la bande moyen infrarouge [Fensholt et Sandholt, 2003; Gao, 1996; Hunt et Rock, 1989].

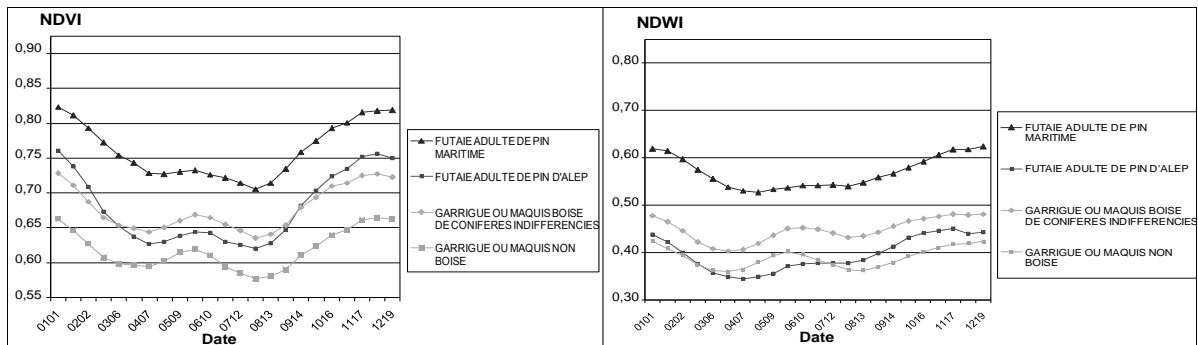


Figure 17 : Courbes de NDVI et de NDWI pour les formations végétales du groupe 2.

Les profils de NDWI donnés en exemple pour le groupe 2 peuvent être comparés avec ceux de NDVI (Figure 17). On constate que les courbes ont des formes assez similaires. Cependant les valeurs sont globalement plus faibles pour le NDWI, ce qui rappelle que, dans le cas d'activité photosynthétique très importante cet indice ne sature pas. Le NDWI est un indice généralement proposé pour suivre le contenu en eau de la végétation. Pour ces formations végétales soumises à un déficit hydrique, on aurait pu s'attendre à ce que les valeurs de NDWI varient au cours du cycle annuel de manière plus sensibles que le NDVI or c'est le contraire qui est observé.

Ces résultats nous ont confirmé la possibilité d'utiliser l'indice NDVI pour le suivi des différents types de végétation. Nous avons pu observer que la décroissance de la valeur de NDVI durant la saison de végétation est d'autant plus forte que la saison estivale est sèche. L'objectif a été d'exploiter cette dynamique intra-saisonnière pour calculer un indice de sensibilité de la végétation à l'assèchement.

### Phenometrics

Les mesures faites sur les cycles de NDVI pour identifier les stades phénologiques (stades de développement « clés ») sont appelées *phenometrics* – *pheno* pour phénologie et *metrics* pour mesures [Jackson et al., 2001; Lechowicz, 2001; Reed et al., 1994] (Figure 18). Elles sont regroupées en trois grands types :

- **La date**, marquant généralement le démarrage, la fin, le maximum de l'activité photosynthétique du couvert végétal, et permettant de mesurer **la durée** d'une phase phénologique particulière telle que la saison de croissance,
- **La valeur de NDVI** mesurée à des moments précis, tels qu'au démarrage ou au maximum de la croissance printanière, **et des mesures dérivées** telles que le cumul de NDVI sur la saison de croissance (aire sous la courbe traduisant la production primaire nette),
- **La pente** de croissance ou de décroissance de NDVI traduisant le taux de croissance printanière ou la sénescence estivale de la végétation.

Ces phenometrics ne correspondent pas directement à des mesures conventionnelles de phénologie faites sur des individus ou des espèces in situ, mais fournissent des indicateurs du comportement et de la dynamique du couvert végétal. Dans de nombreux travaux leur calcul est utilisé pour évaluer la variabilité ou la stabilité de la phénologie des couverts végétaux et fournir une indication sur les tendances évolutives [Ahl et al., 2006; Chen et al., 2000; Duchemin et al., 1999; Heumann et al., 2007; Moulin et al., 1997; Reed, 2006; Reed et al., 1994; Sawada et al., 2007].

Pour construire des indicateurs de sensibilité de la végétation au feu, deux périodes (ou phases) du cycle phénologique, communes à toutes les formations végétales des groupes phénologiques 1, 2, et 3, ont été prises en compte (Figure 18) : phase 1, la période de croissance printanière pour évaluer l'état de la végétation à la fin du printemps et phase 2, la période de baisse estivale de l'activité de la végétation pour exprimer l'intensité de l'assèchement de la végétation pendant la saison des incendies. Trois dates « clés » de transition dans l'activité végétale ont été identifiées pour les deux phases phénologiques successives : la date de démarrage de l'activité printanière (minimum de l'activité végétale), la date du NDVI maximum à la fin de l'activité



## Les indicateurs d'activité printanière SG et dSG

Le « phenologic metric » pris en compte est celui traduisant la croissance printanière (SG : spring greenness), obtenu par le cumul de NDVI pendant la phase 1 (Figure 18). Il est calculé sur une période fixe, c'est-à-dire depuis la synthèse marquant le démarrage de la saison de croissance, soit une valeur de NDVI minimale (généralement début avril) jusqu'au maximum de NDVI atteint en fin de printemps (en juin) avant le début de la saison sèche.

L'indicateur d'état de la végétation proposé est le dSG (écart à la moyenne de la croissance printanière). Calculé annuellement, il est obtenu par le ratio entre la croissance printanière ( $SG_i$ ) de l'année observée (i) et la moyenne de croissance printanière calculée sur les années de la série temporelle disponibles ( $SG_M$ ) :

$$dSG = (SG_i - SG_M) / SG_M$$

La carte de SG moyen (calculée sur 2000-2010) (Figure 20), traduit l'importance de l'activité végétale au printemps. Les variations de valeur sont cohérentes avec la répartition des formations végétales et suivent un gradient est-ouest. Les formations à faible activité sont localisées à basse altitude, en zone méditerranéenne ; il s'agit surtout des maquis et garrigues du littoral et du Quillannais, ainsi que des peuplements de Pin d'Alep du massif de la Clape. A ces formations s'ajoutent celle des pelouses d'altitude (reliefs pyrénéens) qui produisent très peu de biomasse. L'activité végétale augmente avec le gradient altitudinal, progressivement depuis les formations à Chêne vert du piémont jusqu'aux valeurs maximales atteintes par les hêtraies ou les résineux du Pays de Sault, de la Montagne Noire et des Albères.

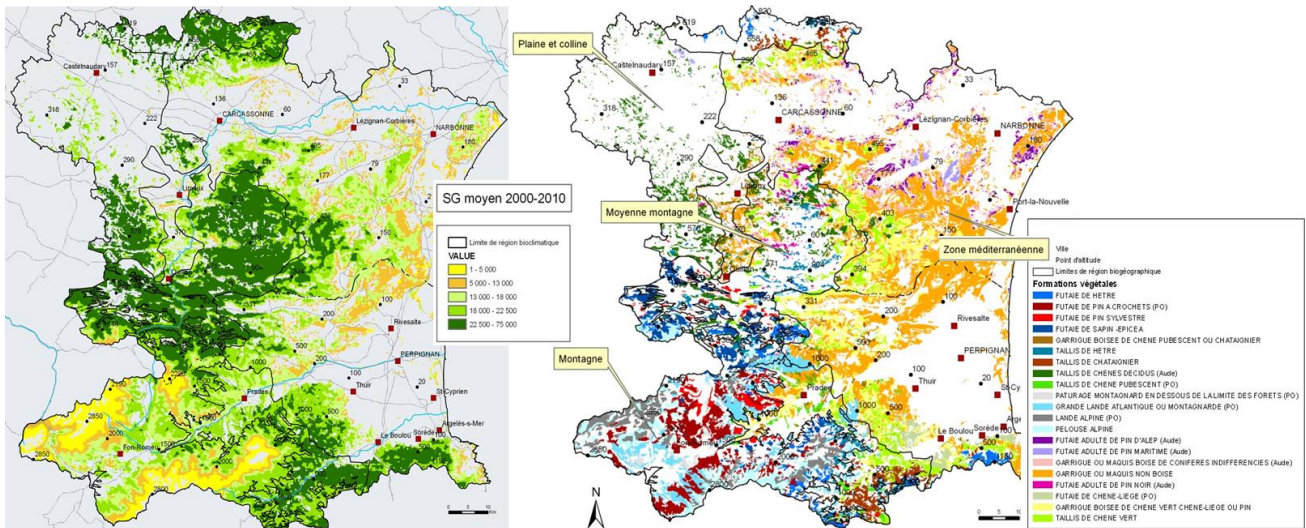


Figure 20 : Carte du SG moyen (2000-2010) et carte de répartition des formations végétales monospécifiques les plus représentatives (IGN-IFN) sur l'Aude et les Pyrénées-Orientales.

La Figure 21 est un extrait de la partie orientale des cartes de dSG pour 2001 et 2006. Elle met en évidence le niveau de la variabilité spatiale et temporelle de la valeur de cet indicateur. On peut établir un bilan plus global de la sensibilité des groupes de végétation et de la variabilité interannuelle de leur comportement printanier, en observant les valeurs moyennes de dSG pour les années 2000 à 2006 reportées sur les graphiques de la figure suivante (Figure 22). Il apparaît que le groupe 1 (localisé sur les secteurs les plus humides et plus hauts en altitude) montre des valeurs relativement stables et peu éloignées de la moyenne, avec toutefois une succession de valeurs négatives après 2003. Le groupe 3 présente une variabilité interannuelle encore plus faible que le groupe précédent, indiquant une faible sensibilité aux variations des conditions printanières, sauf en 2006. Par contre la végétation du groupe 2 montre des fluctuations d'état beaucoup plus importantes, avec des valeurs de dSG basses à mettre en relation avec les conditions de faible disponibilité en eau et/ou de températures élevées durant cette saison.

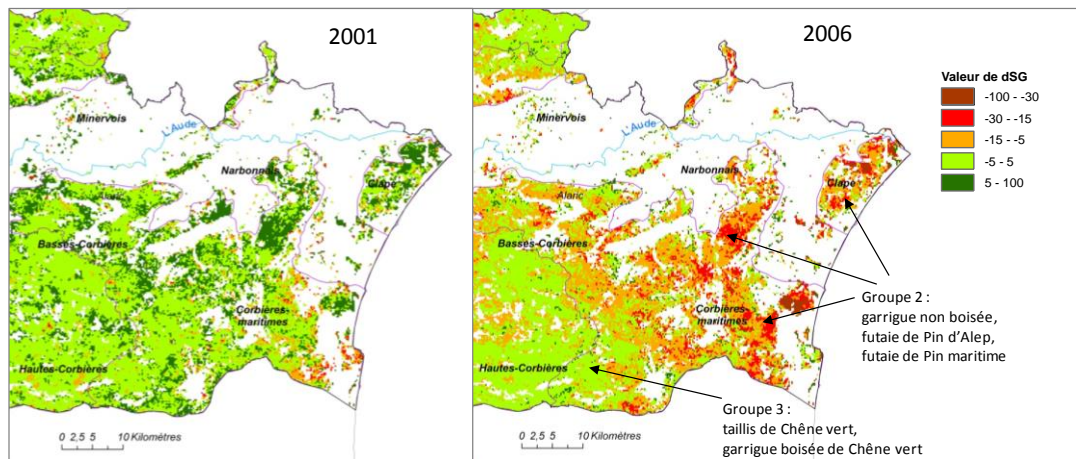


Figure 21 : Cartes de dSG (2001 et 2006).

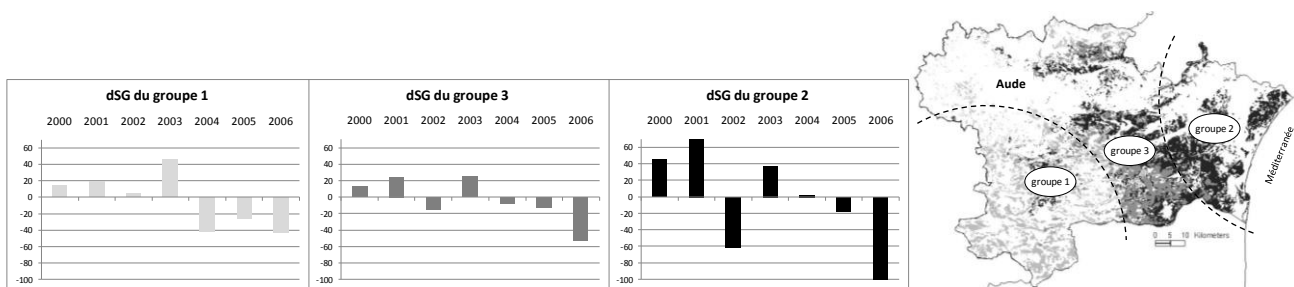


Figure 22 : Variabilité interannuelle du dSG (2000-2006) pour les trois groupes phénologiques

### L'indicateur d'assèchement estival $RGRE_{annuel}$

Le deuxième indicateur concerne la période estivale et sert à évaluer l'intensité d'assèchement de la végétation au cours de la phase de sénescence. L'indicateur proposé trouve son origine dans les travaux réalisés sur l'indice VCI (Vegetation Condition Index), pour évaluer l'impact global du climat sur la végétation, et plus particulièrement l'effet de la sécheresse sur l'agriculture [Kogan et al., 2003]. Le VCI, nommé par ailleurs RGRE (Relative Greenness), est une mesure relative de NDVI par rapport à des conditions extrêmes estimées par le calcul des NDVI max et NDVI min sur une période d'observation. On le calcul de la manière suivante :  $RGRE = (NDVI_0 - NDVI_{min}) / (NDVI_{max} - NDVI_{min})$ , où  $RGRE$  est la verdure relative,  $NDVI_0$  le NDVI observé pour un pixel,  $NDVI_{max}$  et  $NDVI_{min}$  le maximum et le minimum de NDVI pour ce pixel durant la période d'étude. Par la suite cet indice s'est avéré intéressant pour l'évaluation des aléas feux de forêt [Martin et al., 1994]. Il a été intégré pour une utilisation opérationnelle dans le modèle de risque journalier FPI (Fire Potential Index) et le DRGI (Dynamic Relative Greenness Index) [Burgan et al., 1998; Gabban et al., 2003; Sebastián-López et al., 2002].

Initialement conçu pour suivre l'état de la végétation en temps réel, par rapport à une référence historique de NDVI, le RGRE peut être adapté pour évaluer l'intensité d'assèchement pendant une saison. Dans notre étude, nous recherchons une information calculable annuellement sur le comportement de la végétation indiquant la capacité de la végétation à fournir du combustible en s'asséchant durant la période estivale. Nous considérons que la baisse de NDVI enregistrée après le maximum de fin de printemps-début d'été indique une baisse de vigueur de la végétation à mettre en relation avec la diminution du taux d'humidité [Paltridge et Barber, 1988]. L'indicateur proposé,  $RGRE_{annuel}$ , est ajusté aux phases phénologiques de la végétation et se calcule annuellement. Il est normalisé par le minimum de NDVI printanier pour tenir compte de l'état de la végétation avant la période estivale.

Pour un pixel donné (Figure 18), le  $RGRE_{annuel}$  est obtenu à partir du minimum (NDVI min de la phase 1) mesuré en fin de période hivernale, avant la reprise de végétation printanière (mars-avril), du maximum de

NDVI (NDVI max) observé en début de saison sèche (mai-juin), et du minimum (NDVI min de la phase 2) atteint par ce pixel durant la période la plus sèche (août-septembre):

$$RGRE_{\text{annuel}} = (NDVI_{\text{min}P2} - NDVI_{\text{min}P1}) / (NDVI_{\text{max}} - NDVI_{\text{min}P1})$$

Pour un pixel, la différence NDVI<sub>max</sub> - NDVI<sub>min</sub>P1 est relative à la quantité de biomasse vivante produite pendant la saison de végétation, et la différence NDVI<sub>min</sub>P2 - NDVI<sub>min</sub>P1 à la quantité de biomasse restant verte au moment le plus sec de la période étudiée. Le rapport des deux (*RGRE<sub>annuel</sub>*) est lié à la proportion de la biomasse produite au cours de l'année restant verte en fin de saison sèche. Plus cette valeur est faible, plus l'assèchement a été important et donc plus la sensibilité de la végétation au feu a été élevée.

Sur la carte de *RGRE<sub>annuel</sub>* de 2001 (Figure 23), on peut observer une faible variabilité locale du niveau d'assèchement de la végétation. En 2006, année marquée par des conditions de sécheresse particulièrement graves, la végétation présente un niveau d'assèchement élevé, surtout dans toute la partie orientale du site.

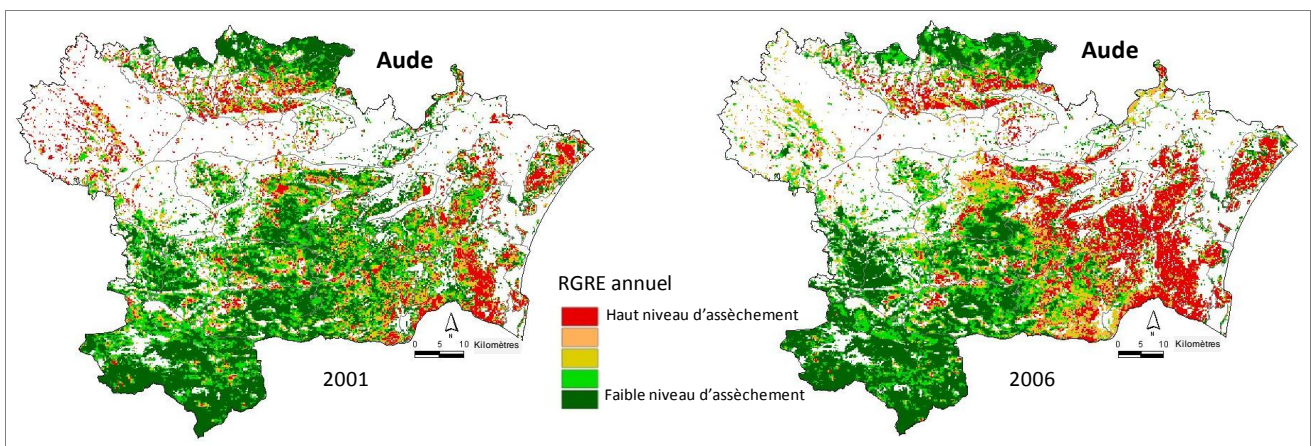


Figure 23 : Cartes de *RGRE<sub>annuel</sub>* (2001 et 2006).

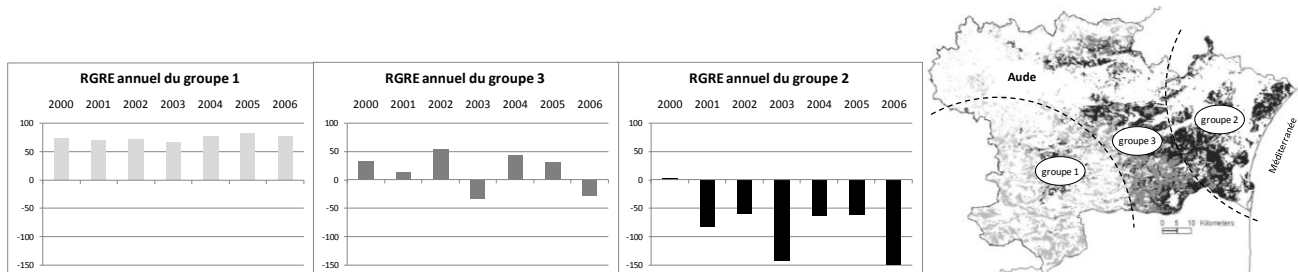


Figure 24 : Variabilité interannuelle du *RGRE<sub>annuel</sub>* (2000-2006) pour les trois groupes phénologiques.

Les graphiques de *RGRE<sub>annuel</sub>* (Figure 24) différencient le comportement estival des trois groupes phénologiques.

Le Groupe 1 présente des valeurs annuelles élevées avec une faible variabilité temporelle. Cela indique un impact limité du déficit hydrique sur la végétation, en conformité avec les conditions de milieux de montagne et la faible inflammabilité de ces types de végétation. Néanmoins, ces valeurs moyennes cachent la variabilité spatiale locale. Dans les situations particulièrement sèches, cette végétation pourrait présenter des signes de stress hydrique, comme lors de la sécheresse de 2003, même dans les zones de montagne habituellement humides.

D'autre part, les valeurs de *RGRE<sub>annuel</sub>* du groupe 2 sont généralement très faibles et fluctuent fortement d'une année à l'autre. Les deux valeurs les plus faibles ont été calculées pendant les étés très secs de 2003 et 2006.

Enfin, le groupe 3 a exprimé une réponse intermédiaire. Le *RGRE<sub>annuel</sub>* montre des valeurs moyennes et la variabilité temporelle est modérée. Comme dans le groupe précédent, les valeurs les plus basses indiquent les étés les plus secs, en 2003 et 2006. Cependant, bien que l'été 2003 ait été marqué par une extrême sécheresse



estivale, les conditions de printemps n'ont pas été préjudiciables à la végétation comme en témoignent les valeurs de dSG (Figure 22).

Le *RGREannuel* moyen calculé sur la série 2000-2010 traduit le niveau d'inflammabilité moyen de la végétation (Figure 25). Il peut être comparé à une carte de combustibilité de l'ONF, établie en attribuant un indice de combustibilité (IC) aux formations végétales de l'IGN-IFN. Nous pouvons tout d'abord constater que les valeurs de *RGREannuel* se distribuent de manière cohérente par rapport aux limites biogéographiques (en noir sur la carte). Ainsi à l'étage montagnard, les valeurs sont généralement positives et correspondent à un faible niveau d'assèchement moyen. De même, les valeurs de l'IC sont faibles à cet étage. Globalement, à l'échelle de la zone d'étude, les deux indices suivent un gradient est-ouest. Cependant, pour la zone méditerranéenne, nous constatons que le gradient est inversé. Le niveau d'inflammabilité le plus élevé est atteint par les maquis et des garrigues du littoral, alors que les valeurs de combustibilité sont maximales pour la végétation au nord et en limite ouest de l'étage méditerranéen, ce qui est tout à fait cohérent par rapport à la distribution des types de végétation.

Le résultat à droite de la Figure 25 est une cartographie des groupes phénologiques réalisée à partir des plans moyens d'indicateurs (*SG* moyen et *RGREannuel* moyen), en utilisant une méthode de classification supervisée par maximum de vraisemblance. On peut également constater la bonne cohérence de leur distribution avec les limites biogéographiques.

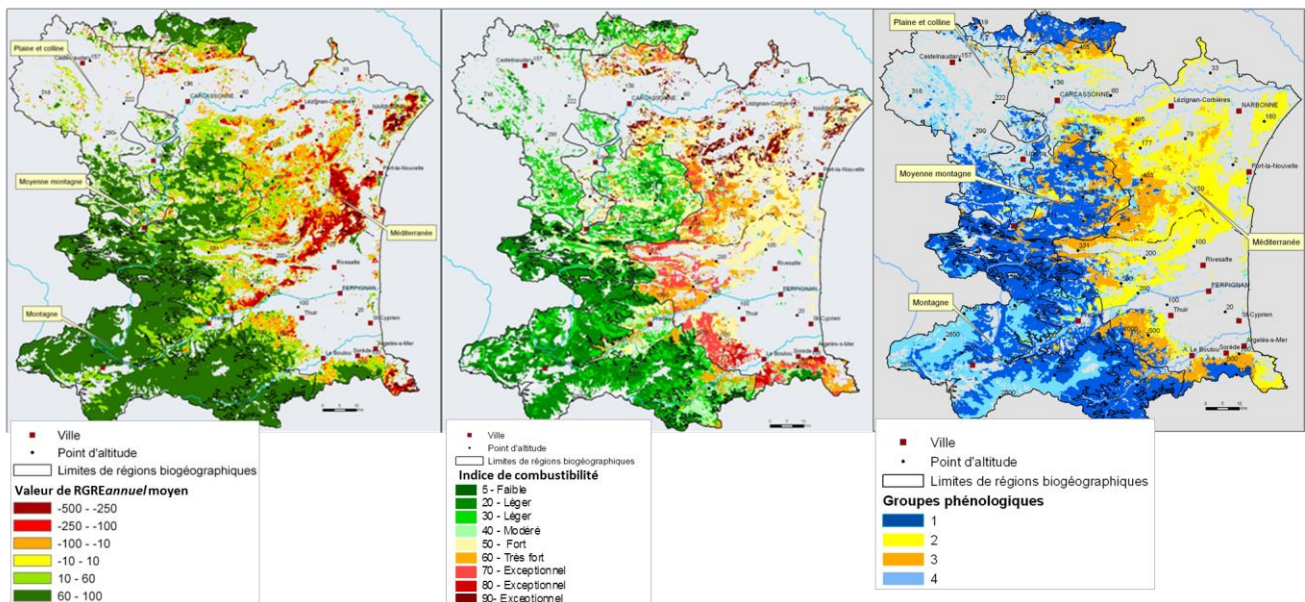


Figure 25 : Cartes de *RGREannuel* moyen, de l'indice de combustibilité (ONF) et des groupes phénologiques.

La Figure 26 met en évidence le niveau de variabilité spatiale des valeurs de *RGREannuel* moyen au sein des types de végétation des groupes 1 et 2. Pour les peuplements de hêtre, nous observons peu de variabilité. La distribution des valeurs de *RGREannuel* est très resserrée et semble suivre une loi normale. A l'opposé, pour les formations de type garrigue, et comme pour la plupart des formations du groupe 2, la distribution des valeurs est très étalée, traduisant une très forte variabilité spatiale de l'indicateur. Elle peut être interprétée à la fois par un manque de différenciation probable des types de garrigue par la cartographie de l'IGN-IFN, mais aussi par des différences de conditions de milieux, influencées par des niveaux de sécheresse édaphique et climatique très variables localement.

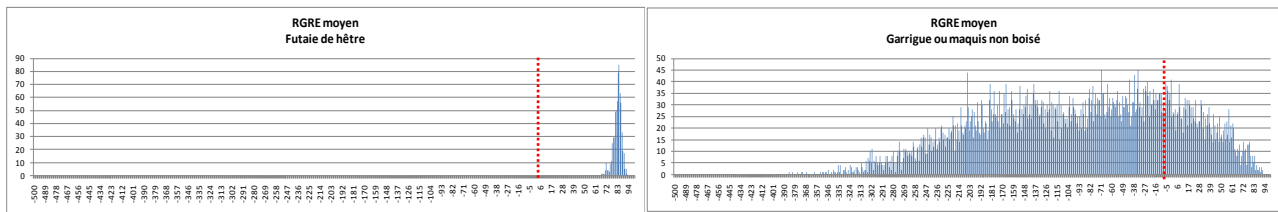


Figure 26 : Distribution des valeurs du RGRE annuel moyen sur la période 2000-2010 pour 2 formations végétales.

### Relations avec les paramètres climatiques

Comme la phénologie de la végétation et son état hydrique sont directement liés aux conditions météorologiques, en particulier les niveaux de précipitations [Jolly et Running, 2003; Mora et Iverson, 1998], la première étape du processus de validation est de vérifier qu'il existe une relation entre les indicateurs issus de la télédétection et les conditions météorologiques observées chaque année. Plusieurs travaux ont été menés dans ce sens [Chéret, 2011; Chéret et Denux, 2008; Chéret et Denux, 2011; Chéret et al., 2011c; Drolon, 2011]. Nous présentons ici un résumé de quelques résultats obtenus. Ils ne concernent que les indicateurs SG et RGRE annuel, les résultats avec le dSG n'ont pas été probants et cela s'est confirmé par des travaux ultérieurs.

#### Sur le territoire méditerranéen

Pour les travaux menés sur le département de l'Aude, nous avons utilisé : (1) des indices basés sur des variables météorologiques simples (températures, précipitations) pouvant traduire une contrainte hydrique climatique et (2) l'indice de risque d'incendie forêt-météo (IFM) :

- **La somme de températures moyennes** supérieures à la température de référence (ici égale à 0°C) sur la période étudiée :

$$ST = \sum((T_{\max} - T_{\min})/2) - T_{\text{base}} ; \text{ où } T_{\max}, T_{\min} \text{ et } T_{\text{base}} \text{ sont respectivement les températures maximum, minimum et de référence en } ^\circ\text{C}.$$

- **La somme de précipitations** sur la période étudiée :

$$SR = \sum RR ; \text{ où } RR \text{ sont les précipitations en mm.}$$

- **L'indice d'aridité de De Martonne** sur la période étudiée [De Martonne, 1926] :

$$IM = RR/(T+10) ; \text{ où } RR \text{ et } T \text{ sont la pluviométrie et la température annuelles moyennes.}$$

- **La moyenne de l'indice forêt-météo** sur la période étudiée :

$$IFM = \sum(IFM/n) ; \text{ où } IFM \text{ est l'indice de risque journalier, } n : \text{ nombre de jours de la période.}$$

Chaque indice météorologique a été calculé sur différentes périodes (mois), et pour les années 2000 à 2006, à partir des données de 29 stations météorologiques du département. Les périodes de calcul des indices météorologiques démarrent avant la période sur laquelle sont calculés les indicateurs de télédétection, afin de prendre en compte un éventuel décalage dans le temps entre les impacts climatiques et la réponse de la végétation mesurées par NDVI [Spano et al., 1999; Wang et al., 2003]. Les valeurs moyennes de chacun des deux indicateurs de télédétection (SG et RGRE annuel) ont été extraites pour les zones forestières localisées dans un périmètre de 5 km autour de chaque station météorologique. L'analyse de corrélation a été réalisée en utilisant des indicateurs annuels de 2000 à 2006 (Tableau 3).

Remote sensing indicator	Meteorological indices	$r^2$	$n$	$p$
SG (April–June)	Sum of temperatures ST (January–June)	0.55	185	<0.01
	Sum of precipitation SR (January–June)	0.43	185	<0.01
	De Martonne aridity index IM (January–June)	0.43	185	<0.01
	Fire Weather Index IFM (January–June)	0.78	63	<0.01
Annual RGRE (March–Sept.)	ST (March–Sept.)	0.53	187	<0.01
	SR (March–Sept.)	0.44	187	<0.01
	IM (March–Sept.)	0.44	187	<0.01
	IFM (March–Sept.)	0.62	63	<0.01

<sup>a</sup> $r^2$  is the coefficient of determination;  $n$  is the number of observations;  $p$  is the  $p$ -value.

Tableau 3 : Relations statistiques entre SG et RGRE annuel et des indices météorologiques calculés sur la période 2000-20006 ( $r^2$  est le coefficient de détermination;  $n$  le nombre d'observations et  $p$  est la  $P$ -value) [Chéret et Denux, 2011].

Nous avons comparé les valeurs de l'indicateur SG (calculé d'Avril à Juin) aux indices météorologiques calculés sur différentes périodes saisonnières. Lorsque la période d'observation comprend la période de calcul du SG et un décalage dans le temps, avant la phase de croissance printanière, les relations avec les indices météorologiques sont plus fortes. Les meilleures corrélations sont obtenues avec des indices météorologiques calculés sur six mois (de Janvier à Juin) (Tableau 3). Cela démontre la capacité de l'indicateur phénologique de printemps (SG) à cartographier l'activité de la végétation en lien avec les effets climatiques cumulés depuis le début de l'année.

Pour la période estivale, la meilleure corrélation a été trouvée systématiquement lorsque la période de calcul des données climatiques correspond à celle du RGRE annuel (de Mars à Septembre). La corrélation est hautement significative (Tableau 3). Par contre, tout changement dans la période de calcul des indices de météorologie produit une corrélation non significative (non présenté ici). Ceci confirme la capacité du RGRE annuel à caractériser des effets de la sécheresse sur la végétation pendant la période estivale.

Ces résultats ont montré que la mesure de l'état de la végétation, avec les deux indicateurs, reflète les variations des conditions météorologiques. La Figure 27 détaille la relation entre le RGRE annuel et les quatre indices météorologiques pour chaque groupe phénologique. Un effet de saturation a été observé pour le groupe 1. Pour les formations végétales du groupe 1, les conditions hydriques sont rarement un facteur limitant. Les résultats illustrés pour les groupes 2 et 3 confirment la capacité de RGRE annuel à cartographier les effets du climat sur la végétation.

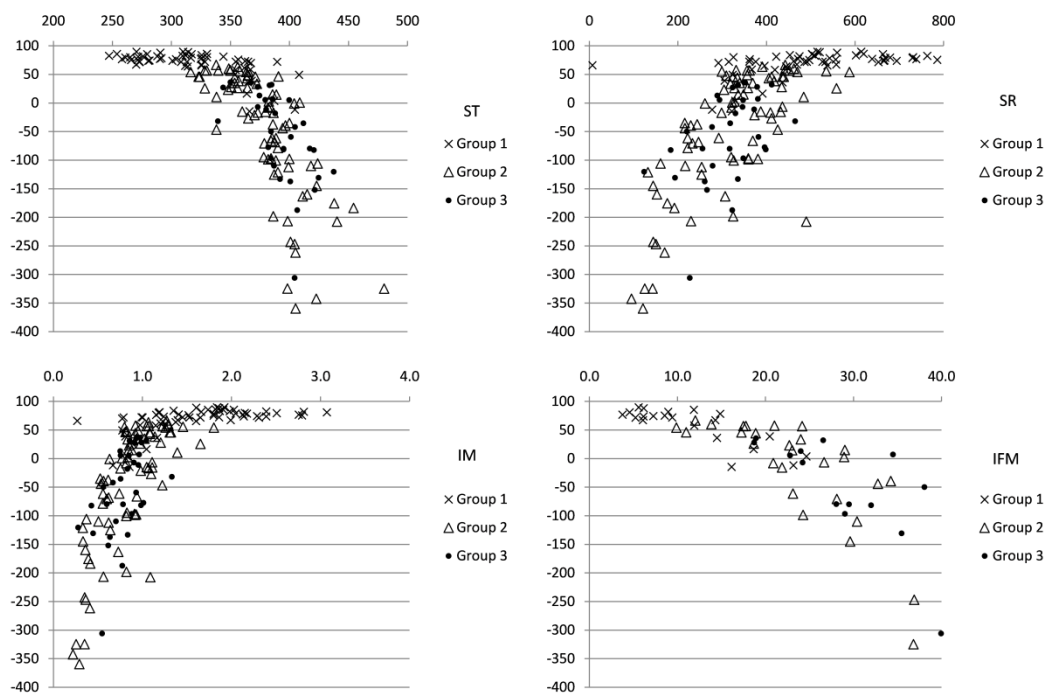


Figure 27 : Relation entre  $RGRE_{annuel}$  (axe y) et respectivement  $ST$ ,  $SR$ ,  $IM$  et  $IFM$  (axe x) détaillée pour les groupes phénologiques.

### Sur Midi-Pyrénées

Nous pouvons également illustrer la relation temporelle entre le  $RGRE_{annuel}$  et l'indice d'aridité de De Martonne (nommé  $IM_{gs}$  et calculé sur les mois 05-09) calculé pour 13 stations météorologiques, réparties en différents points sur Midi-Pyrénées pour caractériser au mieux les différences de conditions climatiques [Chéret et Denux, 2007]. Les valeurs de  $RGRE_{annuel}$  ont été extraites dans un périmètre de quelques km autour des stations. La période d'observation est 2000-2003.

Les résultats obtenus pour 7 stations situées à différentes altitudes sont donnés en exemple (Figure 28). La forme des courbes de  $RGRE_{annuel}$  indiquent : (1) de fortes valeurs pour les stations où dominent les feuillus avec de faibles variations inter-annuelles (station n°4), (2) de très faibles valeurs (max = 5,8) pour une zone en lande sur plateau calcaire (stations n°6), (3) de fortes variations inter-annuelles lorsque les taillis dominent (station n°1), (4) des variations modérées pour les résineux (station n°5) et (5) des situations intermédiaires lorsque la végétation est mixte (stations n°2 et 3). On peut également observer (station n°4) que pour de fortes valeurs de  $IM_{gs}$ , les conditions hydriques n'influencent que très faiblement l'indice de végétation. On retrouve cette situation pour les stations d'altitude qui ne sont soumises qu'exceptionnellement à un déficit hydrique. D'une manière générale, pour les 13 stations, les variations de l'indice de végétation sont importantes pour des valeurs de  $IM_{gs}$  inférieures à 16, ce qui rappelle l'effet de saturation vu précédemment. Lorsque l'on prend toutes les valeurs de  $RGRE_{annuel}$ , le coefficient de régression linéaire obtenu entre les deux indices est statistiquement peu significatif avec  $r^2=0,41$  et  $n=51$ . Par contre, pour les valeurs de  $IM_{gs}$  inférieures à 16, on obtient un coefficient  $r^2=0,70$  pour  $n=30$  (Figure 28).

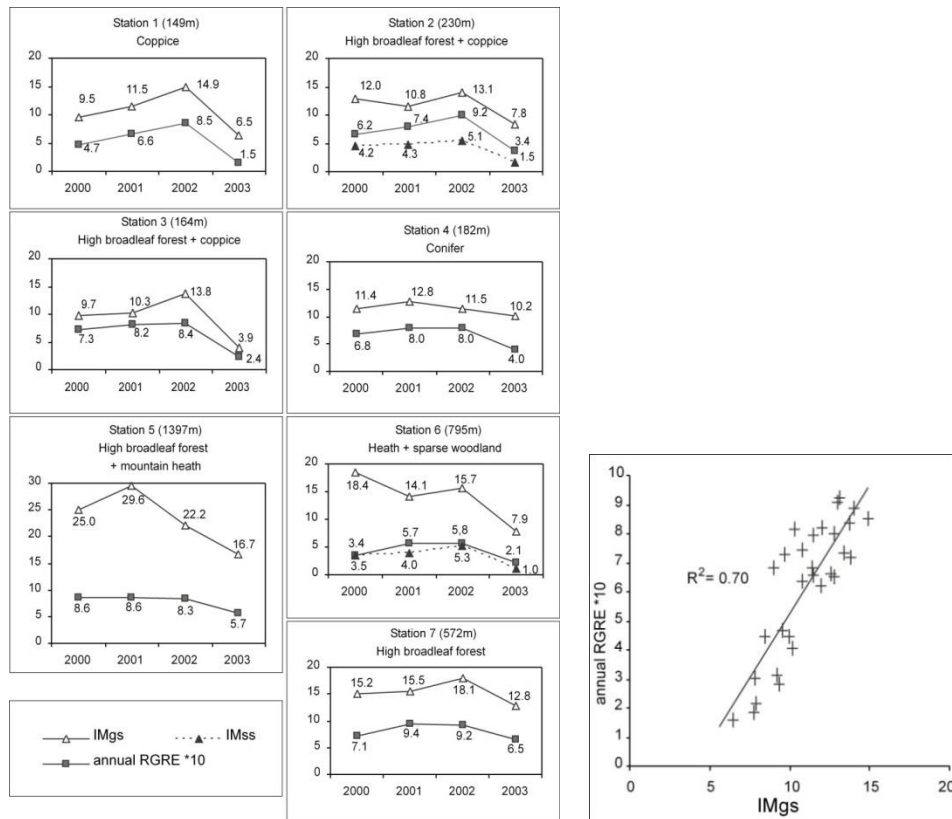


Figure 28 : Comparaison interannuelle de l'indice d'aridité de De Martonne et le RGRE annuel sur 7 stations de Midi-Pyrénées (IMGs : indice d'aridité de De Martonne pour la saison de végétation 05-09, IMss : indice d'aridité de De Martonne pour la saison estivale 07-08).

Actuellement, les travaux sur cette thématique se poursuivent en partenariat avec le LERFoB. L'objectif est d'étudier à l'échelle régionale, le lien entre les modèles climatiques et édaphiques développés par le LERFoB [Piedallu et Gégout, 2007; Piedallu et al., 2011], avec les indicateurs d'état de la végétation issus de la télédétection (SG et RGRE annuel). Plusieurs variables météorologiques calculées mensuellement sur la période 2000-2012 sont à la base de 12 indices traduisant les conditions climatiques et édaphiques (Figure 29). Elles ont été spatialisées pour couvrir le territoire Aude-Pyrénées-orientales.

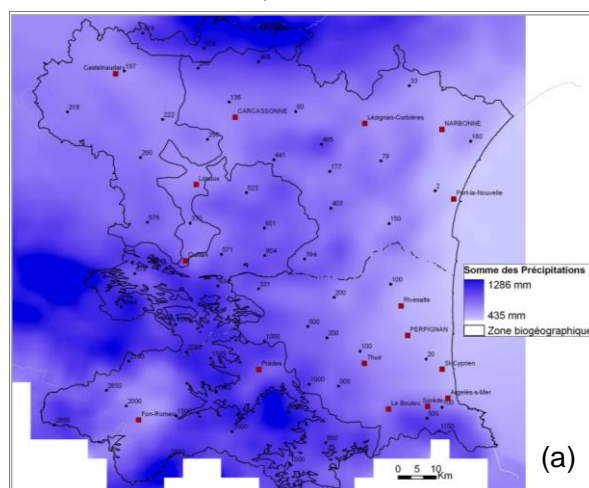


Figure 29 : Extrait de la base de données du LERFoB sur les départements de l'Aude et des PO ; Moyenne des Sommes des précipitations (2000-2012).

Pour les modèles univariés, les relations spatiales les plus fortes sont obtenues :

- entre le SG et la somme des températures ( $r^2 = 0,59$ ) et l'évapotranspiration potentielle ( $r^2 = 0,51$ ),
- entre le RGRE et de déficit d'évaporation ( $r^2 = 0,63$ ).

Pour les modèles multivariés, deux combinaisons d'indices présentent de bons résultats avec:

RGRE = f(ED + peuplements + UCSsimplifiées) ; avec un  $r^2$  entre 0,59 et 0 79 selon les périodes saisonnière de calcul

SG = f(ST+ peuplements + UCSsimplifiées) ; avec un  $r^2$  entre 0,63 et 0 78 selon les périodes saisonnières de calcul.

*ED<sub>s</sub>* : déficit d'évapotranspiration, *ST* : somme des températures, *Peuplements* : types de peuplements de la base l'IGN-IFN ; *UCSsimplifiées* : unités pédopaysagères simplifiées.

De manière générale il ressort : (1) que les meilleures corrélations sont obtenues les années les plus sèches et chaudes, (2) un effet important du type de sol et de la végétation.

Une publication sur les derniers résultats est en cours de rédaction.

## 2.3 Contribution à l'évaluation de la vulnérabilité aux risques d'incendies

Une partie du travail de thèse de Anne Jacquin [Jacquin, 2010] est une contribution à l'évaluation de la vulnérabilité comme composante du risque d'incendie. Il est relatif à la détection des surfaces brûlées et à la caractérisation du régime des feux. Le contexte est celui des incendies d'origine anthropique pratiqués pour la gestion des savanes.

Le site d'étude est à Madagascar où la lutte contre la dégradation des terres constitue une priorité nationale. Parmi les écosystèmes les plus touchés, on compte les savanes pour lesquelles les enjeux de conservation sont complexes. Dans les zones d'élevage, la pratique des feux pastoraux est une tradition généralisée. Or dans un contexte de très forte croissance de la population et de besoins alimentaires grandissants, la pression exercée par les feux et l'élevage menace les écosystèmes fragiles de savanes. A cela s'ajoute une conséquence indirecte de la dégradation de ces milieux, liée à l'érosion des terres. Dans le site étudié, qui est celui du bassin rizicole de Marovoya situé au Nord-Ouest du pays, et comme dans plusieurs autres sites de Madagascar, la dégradation des savanes a pour conséquence l'ensablement des canaux et des rizières situées en aval, et contribuent ainsi à fragiliser la production rizicole. Si l'objectif général de la thèse est d'évaluer la contribution de l'usage des feux dans la dynamique des formations de savanes, la première étape est relative à la caractérisation des feux : détection des surfaces brûlées, identification de la saisonnalité et de la fréquence des feux. Pour évaluer ces éléments de vulnérabilité, l'approche choisie repose sur l'analyse de séries temporelles d'images de télédétection à moyenne résolution spatiale [Jacquin *et al.*, 2011a].

Pour détecter les surfaces brûlées à l'échelle globale, de nombreux travaux durant ces vingt dernières années montrent que la télédétection satellitaire constitue un moyen efficace, à partir de données images multi-temporelles à basse résolution spatiale, et plus récemment à moyenne résolution spatiale [Cao *et al.*, 2009; Eva et Lambin, 1998; Graetz *et al.*, 2003; Roy *et al.*, 2005; Stroppiana D. *et al.*, 2002].

En revanche à l'échelle régionale, en particulier pour les milieux hétérogènes et caractérisés par une végétation éparse comme c'est le cas pour les savanes étudiées, les méthodes sont moins efficaces [Laris, 2005; Loboda *et al.*, 2007; Stroppiana D. *et al.*, 2002]. La difficulté réside dans plusieurs points :

- la faible capacité des indices spectraux utilisés à discriminer les surfaces brûlées,
- l'inadéquation des méthodes basées sur la classification du fait de la confusion entre sol nu et cendres,
- l'efficacité modérée des méthodes de seuillage utilisées dans les approches multi-temporelles pour extraire les surfaces brûlées avec précision.

Dans cette étude, les développements méthodologiques adaptés aux milieux de savanes ont été concentrés sur deux thèmes : la signature spectrale des surfaces brûlées [Jacquin et al., 2011b] et la méthode de cartographie de ces surfaces. Pour cela, deux indicateurs sont proposés, l'un annuel pour la détection et la localisation d'une surface brûlée et le second, saisonnier, indiquant la période de passage du feu.

Les données utilisées sont des séries temporelles MODIS : les synthèses de réflectance de surface à huit jours du capteur Terra-MODIS (produit MOD09Q1). Des données de références de surfaces brûlées ont été obtenues par une campagne de terrain (109 points de localisation de surfaces brûlées et d'identification de la période d'occurrence du feu). Des images à haute résolution spatiale ont également été utilisées : Landstat ETM et SPOT4 et 5 pour le repérage des surfaces brûlées.

### Choix d'un indice spectral

A partir de la littérature, et compte tenu des caractéristiques physiques du milieu, 6 indices ont été sélectionnés pour la détection des surfaces brûlées et calculés à partir des images MODIS (Tableau 4).

Indices	Formulation	Références
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_R}{\rho_{NIR} + \rho_R}$	(Rouse J. W. et al. 1974)
Burned Area Index (BAI)	$BAI = \frac{1}{(\rho_{cR} - \rho_R)^2 + (\rho_{cNIR} - \rho_{NIR})^2}$	(Chuvieco E. et al. 2002)
Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI)	$SAVI = \frac{(1 + L)(\rho_{NIR} - \rho_R)}{\rho_{NIR} + \rho_R + L}$	(Huete A.R. 1988)
Global Environment Monitoring Index (GEMI)	$GEMI = \frac{\eta(1 - 0,25\eta) - (\rho_R - 0,125)}{(1 - \rho_R)}$ $\eta = \frac{2(\rho_{NIR}^2 - \rho_R^2) + 1,5\rho_{NIR} + 0,5\rho_R}{(\rho_{NIR} + \rho_R + 0,5)}$	(Pinty B. and Verstraete M. 1992)
Brightness Index (BI)	$BI = \sqrt{\rho_{NIR}^2 + \rho_R^2}$	(Escadafal R. 1994)
Albedo (A)	$A = \frac{\rho_{NIR} + \rho_R}{2}$	(Stroppiana D. et al. 2003)

Avec :  
 $\rho_{NIR}$  = réflectance dans la bande du proche infra-rouge  
 $\rho_{cNIR}$  = réflectance de référence dans la bande du proche infra-rouge (fixée à 0.06)  
 $\rho_R$  = réflectance dans la bande du rouge  
 $\rho_{cR}$  = réflectance de référence dans la bande du rouge (fixée à 0.1)  
 $L$  = facteur de correction (fixé à 1)

Tableau 4 : Indices spectraux étudiés pour l'identification des surfaces brûlées de savane.

En utilisant les données de référence de localisation de surfaces brûlées, la capacité de discrimination des surfaces brûlées et non brûlées de chaque indice a été évaluée à l'aide d'un indicateur de séparabilité correspondant à la distance normalisée proposée par [Kaufman et Remer, 1994] :

$$SI = |\mu_B - \mu_{NB}| / (\sigma_B + \sigma_{NB})$$

Où  $\mu_B$  et  $\mu_{NB}$  sont les valeurs moyennes respectivement des classes brûlées et non brûlées et  $\sigma_B$  et  $\sigma_{NB}$  et les valeurs correspondantes des écart-types.

L'indice spectral le plus performant est celui présentant la plus forte valeur de l'indice de séparabilité (SI) au-delà de la valeur seuil de 1. Il a été tenu compte de la période de passage des feux et du type de méthode d'identification des surfaces brûlées les plus couramment utilisées dans la littérature. La première famille de méthodes (méthodes uni-temporelles) compare les signatures spectrales de différentes surfaces brûlées et non brûlées sur une seule image post-feu. La deuxième famille (méthodes multi-temporelles), compare les signatures spectrales des mêmes surfaces non brûlées à une date et brûlées à une autre, à partir de deux images pré et post-feu.

Les résultats montrent que l'Indice de Brillance (IB) est le plus performant (Tableau 5).

	Méthode uni-temporelle			Méthode multi-temporelle		
	Période d'occurrence des feux			Période d'occurrence des feux		
	Précoce	Intermédiaire	Tardif	Précoce	Intermédiaire	Tardif
NDVI	0.29	0.02	0.27	1.05	0.93	0.67
SAVI	0.91	0.86	0.98	0.82	1.47	1.71
BAI	<b>1.03</b>	<b>1.25</b>	<b>1.11</b>	0.55	1.43	1.46
GEMI	0.29	0.31	0.36	1.60	1.53	1.77
Albedo	1.02	1.21	1.07	<b>1.77</b>	1.60	2.03
IB	1.02	1.20	1.08	1.73	<b>1.63</b>	<b>2.12</b>

Tableau 5 : Valeurs de l'indice de séparabilité des six indices spectraux analysés (les plus fortes sont représentées en gras et sont fonction de la saisonnalité des feux).

### Définition d'indicateurs adaptés à la détection des surfaces brûlées en milieu de savanes

C'est au cours de la saison sèche que se pratiquent les feux pastoraux. L'analyse porte donc sur cette période (saison des feux). Le profil temporel de l'Indice de Brillance permet de détecter le passage du feu. Une chute de l'indice est consécutive au passage d'un feu, et selon la date on distinguera les feux précoces des feux tardifs ou des feux intermédiaires (Figure 30). En absence de feu, l'Indice de Brillance ne présente pas de variation. C'est à partir de ces observations que deux indicateurs sont proposés.

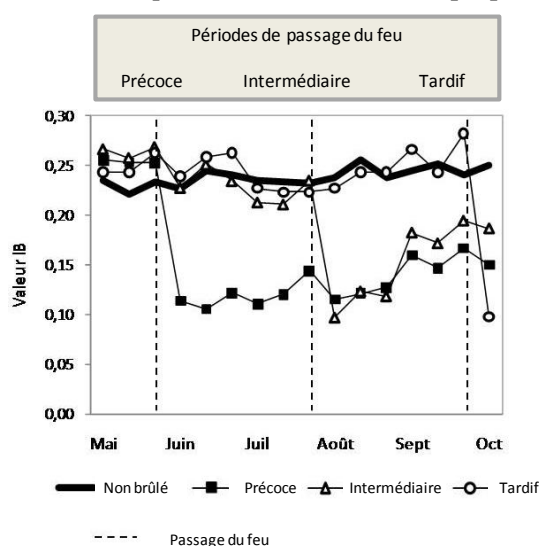


Figure 30 : Profils temporels de l'Indice de Brillance valables pour 4 zones de savane prises comme référence et établis à partir des images MODIS couvrant la saison sèche 2007 (les traits en pointillés noirs indiquent le passage du feu).

### Indicateur pour détecter les surfaces brûlées

Un indicateur annuel de surface brûlée a été défini. Il permet de déterminer s'il y a eu ou non passage d'un feu à un endroit donné au cours de la saison sèche. Il est calculé pour chaque pixel contenu dans la zone de savane. Cet indicateur, appelé « Burned Area Normalized Brightness Index » (BANBI), est fondé sur le calcul de la différence entre les valeurs maximale et minimale de l'IB observées au cours de la saison sèche et normalisée par la valeur maximum de l'IB sur la même période (notée  $IB_{max}$ ), soit l'aire située sous la courbe de l'IB :

$$BANBI = (IB_{max} - IB_{min}) / IB_{max}$$

Avec  $IB_{min}$  et  $IB_{max}$  calculés à partir de toutes les images de la série temporelle acquises durant la saison sèche, c'est-à-dire entre début avril et fin octobre.



### Seuillage optimal des valeurs de l'indicateur BANBI

Les pixels ont une résolution de 250 m (soit une surface de 6,25 ha). Pour évaluer la précision et discriminer les valeurs des surfaces brûlées de celles non brûlées, il était important de considérer le taux de mixité des pixels. La valeur seuil définie doit correspondre au meilleur compromis entre la minimisation des erreurs d'omission et de commission, et la maximisation des pixels bien classés. La méthode de seuillage a été obtenue par l'intermédiaire des courbes ROC (Receiver Operating Characteristics) et en utilisant les données de référence sur les surfaces brûlées. Chaque courbe a été construite en faisant varier le seuil de l'indicateur BANBI entre sa valeur minimale (7) et sa valeur maximale (84) et établie pour cinq échantillons de pixels MODIS contenant respectivement au moins 90%, 80%, 70%, 50% et 1% de surfaces brûlées à l'intérieur du pixel (Figure 31). Quel que soit la proportion intra-pixel de surface brûlée, la valeur optimale de l'indicateur BANBI indiquée par la courbe ROC est de l'ordre de 35. Même si les taux d'erreurs d'omission et de commission varient en fonction de la proportion, il a été observé une bonne stabilité du seuil, au moins jusqu'à 50%. La valeur 35 a donc été retenue.

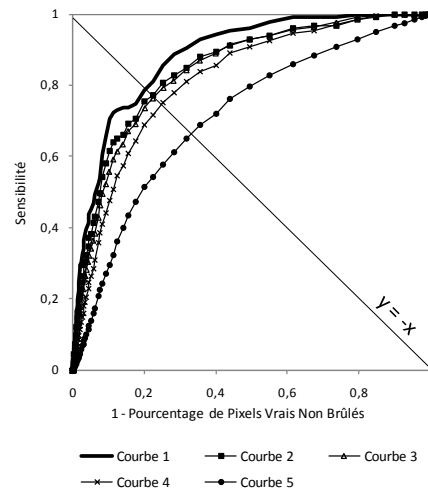


Figure 31 : Courbes ROC construites à partir de 5 échantillons variant selon le pourcentage de surfaces brûlées dans le pixel de référence : 90 % (courbe 1), 80 % (courbe 2), 70 % (courbe 3), 50 % (courbe 4) et tous les pourcentages (courbe 5).

Ce seuil a été appliqué sur les 3 autres années de données MODIS pour lesquelles des références sur les surfaces brûlées (observations issues du terrain et des images à haute résolution spatiale) étaient disponibles. Les résultats ont traduit une bonne qualité d'identification des surfaces brûlées, avec un indice Kappa entre 76 et 78%.

### Indicateur pour dater le passage des feux

Un deuxième indicateur, noté  $dIB_{max}$ , et calculé pour chaque pixel identifié comme brûlé, permet de récupérer la date de l'image pour laquelle on mesure le plus grand écart d'IB entre deux synthèses consécutives. On détermine ainsi la période de passage du feu : précoce (de début avril à fin juin), intermédiaire (de début juillet à fin août) et tardive (de début septembre à début novembre).

$$dIB_{max} = \max(IB_n - IB_{n-1})$$

Avec  $n$  correspondant à la date d'une image dans la série temporelle et variant du début de la saison sèche à la fin de la saison sèche.

### Cartographie de surfaces brûlées en milieux de savane

En combinant ces deux indicateurs, il est ainsi possible, d'une part, de localiser les surfaces brûlées pour une année donnée, d'autre part, de connaître pour ces surfaces la période de passage du feu au cours de l'année. Cette information, si elle est reproduite sur une série pluri-annuelle, permet de déterminer pour chaque pixel contenu dans la zone de savane, la fréquence des feux qui est un indicateur direct de pression exercée sur la

végétation de l'écosystème étudié, ainsi que la période dominante d'occurrence des feux, qui complète la caractérisation du régime des feux. Ce travail cartographique a été mené pour 8 années (2000 à 2007) et la synthèse est illustrée par les deux cartes suivantes (Figure 32).

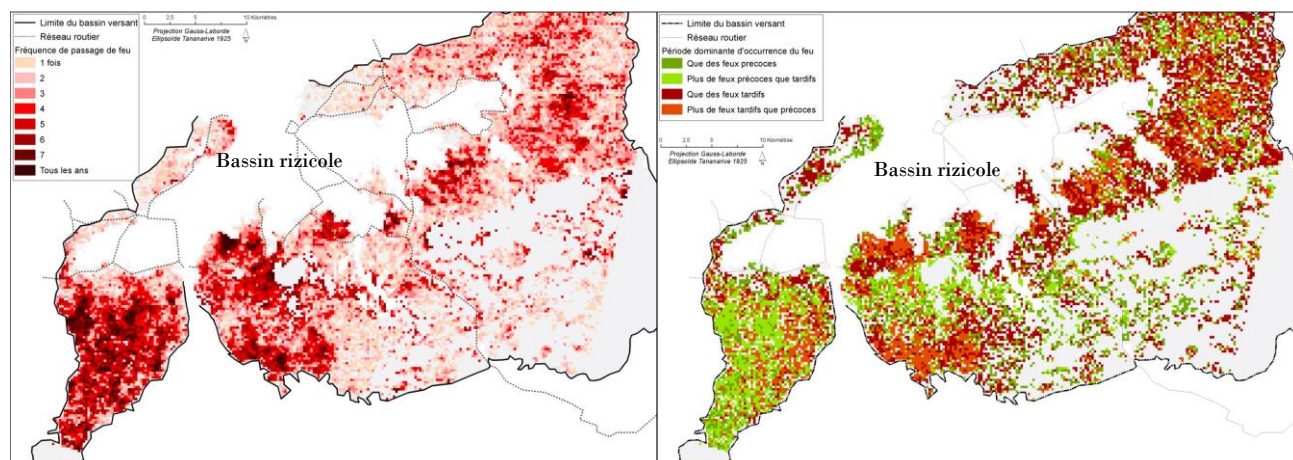


Figure 32 : Carte de gauche : Fréquence de passage du feu entre 2000 à 2007 sur le bassin-versant de Marovoay ; Carte de droite : Période dominante d'occurrence des feux entre 2000-2007 sur le bassin-versant de Marovoay.

Ces éléments caractérisant le régime des feux sur cette région de Madagascar ont été utilisés pour l'analyse de la dynamique de végétation des savanes, présentée dans la partie 4 (paragraphe 4.4).

## 3 Risque de dépérissement forestier

### 3.1 Définition du risque de dépérissement forestier

Comme l'ont défini Delatour (1990) et le DSF (Département Santé de Forêts, 1988), « le dépérissement forestier est un terme de symptomatologie, c'est-à-dire qu'il caractérise un ensemble d'anomalies » qui sont des signes de détérioration prolongée de l'apparence et de la croissance des arbres [Delatour, 1990]. La détérioration de la santé de l'arbre n'aboutit pas systématiquement à la mort de celui-ci. Le dépérissement forestier est un phénomène évolutif et potentiellement réversible. C'est sur le constat d'évolution des symptômes dans le temps (de dégradation ou de processus de restauration) qu'a été construite la méthode ARCHI de diagnostic de l'état des arbres (Figure 33) [Drénou et al., 2013].

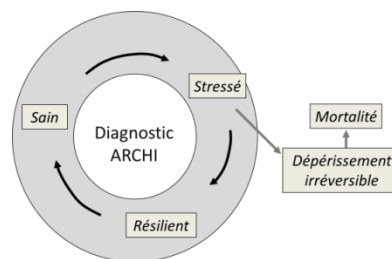


Figure 33 : Schéma simplifié des séquences de dégradation ou de résilience des arbres (Source : C Drenou).

Pour la majorité des manifestations des dépérissements forestiers, les causes ne sont pas identifiées avec certitude. Dans sa définition du dépérissement, Manion (1981) précise que « les phénomènes sont causés par un ensemble de facteurs interagissant et se succédant d'une façon particulière » [Manion, 1981]. Mais le concept de Houston (1967) fait mention d'un processus de déclenchement du dépérissement par un stress, chronique ou aigu [Houston, 1967]. Dans beaucoup de cas, il s'agit de stress hydriques, en lien avec des épisodes de sécheresse exceptionnels, en interaction ou non avec des facteurs biotiques. L'impact de la sécheresse sur les baisses de vitalité conduisant à du dépérissement est largement documenté pour les peuplements forestiers européens [Allen et al., 2010; Battipaglia et al., 2009; Bréda et al., 2006]. Les effets sont multiples et évoluent dans le temps. Durant la période de sécheresse, les arbres subissent une importante perte foliaire et une rupture de l'assimilation de CO<sub>2</sub>. Cela limite leur croissance [Ciais et al., 2005] et conduit les années suivantes à une baisse d'activité [Bréda et al., 2006] et parfois à des attaques de pathogènes (défoliateurs, scolytes, champignons) profitant de la dégradation des défenses des arbres [Desprez-Loustau et al., 2006].

Les dépérissements forestiers ne sont pas des phénomènes nouveaux et, en France comme en Europe, de nombreux travaux font référence à des dépérissements massifs de Chênes depuis les années 1970 [Landmann, 1994]. Durant le siècle dernier, des phénomènes de dépérissement sont également observés sur des peuplements de résineux (Sapin pectiné, Epicéa, Pin sylvestre, Douglas...). Dans les années 1980, de nombreux dépérissements, causés à la fois par la succession de sécheresses à la fin des années 1970, et les dépôts acides, ont touché des peuplements de Sapin et d'Epicéa dans les Vosges [Landmann et Bonneau, 1995] et des peuplements de Sapin dans les Pyrénées centrales [Chéret, 1987]. Plus récemment, et accentués par la sécheresse estivale de 2003, des dépérissements massifs ont touché la sapinière du Pays de Sault, dans l'Aude [Micaux, 2008], les sapinières des Alpes du Sud [Cailleret, 2011] de même que des peuplements d'Epicéa, de Sapin de Vancouver et de Douglas dans le Tarn et l'Aveyron [Chéret et al., 2011b; CRPF Midi-Pyrénées et al., 2008; Gauquelin, 2011]. D'autres peuplements de résineux, comme ceux de Pin Sylvestre sur le contour méditerranéen, sont aussi concernés et ont été fortement impactés par une succession d'années sèches de 2003 à 2007 [Thauvin, 2011].

Les éléments de la littérature montrent l'influence significative des périodes sèches de ces dernières décennies sur la vitalité des forêts [Eggers *et al.*, 2008; Lindner *et al.*, 2010], et on peut craindre une aggravation de la situation en lien avec la poursuite du réchauffement climatique. Selon un haut niveau de probabilité, la hausse des températures et la modification du régime pluviométrique vont se poursuivre et les phénomènes climatiques extrêmes (sécheresses, canicules, tempêtes) augmenteront en fréquence [IPCC, 2013]. On peut craindre que ces événements extrêmes joueront un rôle particulièrement décisif sur la viabilité des forêts et opéreront des changements dans la distribution des essences. Il ressort effectivement des données d'observation et de suivi de la santé des forêts, une tendance à l'augmentation des dépérissements forestiers [Allen *et al.*, 2010; Carnicer *et al.*, 2011]. Dans l'ensemble, la dynamique des écosystèmes forestiers, et en particulier ceux de montagne, sera nettement affectée par le changement climatique [Lexer *et al.*, 2002; Skvarenina *et al.*, 2004]. Il convient aujourd'hui d'anticiper les impacts pour permettre aux secteurs socioéconomiques, et en particulier celui de la filière forêt-bois, de s'adapter à ses effets. Le gestionnaire forestier doit apprendre à raisonner en termes de risque de dépérissement des forêts et s'interroger sur la possibilité de détecter les territoires où se manifesteraient de manière préférentielle des dépérissements.

Comme annoncé en début de mémoire, et de manière comparable au risque d'incendie, nous avons choisi de définir le risque de dépérissement forestier comme étant la conjonction d'un aléa et d'une vulnérabilité, avec, pour ces deux composantes, une notion d'occurrence spatiale et temporelle, et d'intensité du phénomène (Figure 34).

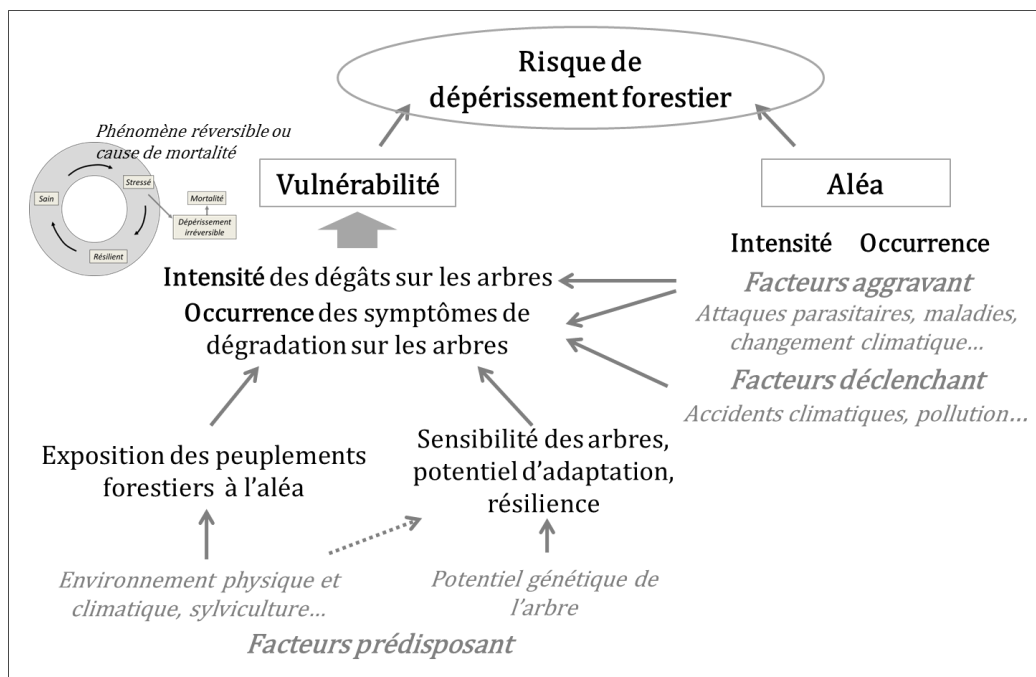


Figure 34 : Représentation schématique du risque de dépérissement forestier.

Pour identifier les facteurs d'aléa et de vulnérabilité, nous avons intégré à ce schéma le concept de Sinclair (1988) selon lequel il existe trois types de facteurs [Sinclair et Hudler, 1988].

En premier lieu, on distingue les facteurs prédisposant, d'exposition et de sensibilité, qui sont généralement des facteurs permanents liés (1) aux conditions stationnelles (environnement physique et climatique), (2) à la conduite des peuplements (sylviculture) pouvant contribuer à l'affaiblissement des arbres (concurrence, âge...) et (3), aux caractéristiques intrinsèques des essences forestières (potentiel génétique) et ainsi à leurs exigences écologiques et leurs capacités d'adaptation (résistance, résilience, évolution...). Ces facteurs peuvent interagir et contribuent à la vulnérabilité des arbres.

Puis interviennent deux types de facteurs d'aléa : d'abord des facteurs déclenchant, ou facteurs de stress occasionnés par des événements intenses tels que des accidents climatiques ; puis des facteurs aggravant, qui vont accentuer les perturbations et l'intensité des dégâts. Ces derniers sont souvent d'origines biotiques.

Dans cette représentation, on admet qu'un facteur soit impliqué à plusieurs niveaux. C'est le cas du climat : les conditions climatiques ambiantes sont des paramètres de prédisposition ou d'affaiblissement, les accidents climatiques des facteurs déclenchant de stress hydrique, et les changements climatiques font partie des facteurs aggravant à moyen ou long terme.

### *Apport de la télédétection*

La télédétection peut proposer des méthodes innovantes pour l'évaluation de l'état et du devenir des écosystèmes forestiers [Coppin et al., 2004; Hansen et al., 2008; Masek et al., 2008]. Dans l'évaluation des risques de dépérissement forestiers, l'apport de la télédétection, réside avant tout dans sa capacité à fournir des informations spatiales sur les éléments de **vulnérabilité** (Figure 34).

Cartographier des anomalies au niveau du couvert végétal, c'est avant tout détecter sur les images des changements dans la réponse spectrale de la végétation, occasionnés par des facteurs de perturbation. Ces changements peuvent survenir de manière brutale, lorsqu'ils sont induits par des événements de forte intensité (épisodes climatiques exceptionnels, attaques de défoliateurs... - c'est-à-dire sous l'effet de facteurs déclenchant de forte intensité), ou de manière plus graduelle (baisse de vitalité progressive par changement de conditions d'environnement - c'est-à-dire sous l'effet de facteurs d'intensité moindre mais continue).

Dans les deux cas interviennent l'intensité et l'occurrence des facteurs d'**aléa**. Les exemples de travaux sur la détection d'attaques de défoliateurs sont nombreux dans la littérature et d'importantes avancées ont été faites ces dernières années. Elles sont basées autant sur l'utilisation d'images à haute résolution spatiale [Kennedy et al., 2007; Kennedy et al., 2010; Meigs et al., 2011; Wulder et al., 2006] que de séries temporelles d'images à moyenne résolution spatiale [De Beurs et Townsend, 2008; Eklundh et al., 2009; Spruce et al., 2011]. Les changements induits par le climat sont sans doute plus complexes à appréhender car ils n'occasionnent pas forcément de mortalité massive, facile à détecter, et aux changements abrupts s'ajoutent des changements qui se manifestent de manière graduelle, avec un retour à la normale possible. En France, quelques études concernent la détection de dépérissement consécutif à la canicule de 2003. Dans le cas de manifestation de dépérissement du Pin sylvestre, et de mortalité des Sapins dans les Alpes du Sud, des auteurs ont travaillé à l'interprétation et la cartographie d'anomalies d'indice de végétation [Nourtier, 2011; Thabeet, 2008]. Dans ces deux cas, les périodes étudiées restent courtes et les baisses de vitalité des peuplements ne sont pas approchées. Dans le cadre des changements graduels de l'état des peuplements, les principales avancées qui peuvent être utilisées pour la détection du dépérissement, reposent sur l'exploitation des séries d'images à haute fréquence temporelle [Ya'acob et al., 2014]. Une bonne compréhension des variations d'activité saisonnière et interannuelle est la base de l'analyse de phénomènes discrets, de faible amplitude, comme les baisses progressives de vitalité. Alors que ces données sont largement exploitées pour l'analyse de la phénologie, leur utilisation pour estimer des changements de vitalité relatifs au dépérissement forestier reste mineure.

Les travaux que nous avons menés en télédétection pour la détection de dépérissement forestiers, et tout particulièrement dans le cadre de la thèse de Jonas Lambert (2014), s'appuient sur la complémentarité entre :

- les principes et méthodes de détection de changements graduels, pour estimer les variations de vitalité des peuplements,
- et ceux de détection des changements brutaux, pour mettre en évidence des éléments déclenchants ou accentuant le dépérissement forestier.

Comme pour les travaux montrés précédemment, les avancées en télédétection reposent sur l'exploitation de séries temporelles d'images et la production d'indicateurs phénologiques [Hmimina et al., 2013] [Atkinson et al., 2012; Melaas et al., 2013]. Dans ces travaux, la géomatique est utilisée ici comme outil, pour la mise en forme et l'utilisation de données ancillaires, l'extraction d'information et le traitement statistique des résultats cartographiques.

## 3.2 Première contribution à l'étude du risque de dépérissement

Mes premiers travaux sur le risque de dépérissement forestiers remontent à ma thèse qui a porté sur le cas particulier de la sapinière du Luchonnais dans les Pyrénées centrales [Chéret, 1987; Chéret et al., 1987]. Les manifestations de dépérissement des Sapins (*Abies alba*), au début des années 80, ont amené les gestionnaires forestiers à s'interroger sur les facteurs de causalité. Si l'on se reporte au concept de représentation du risque que l'on a proposé (Figure 34), et en se référant aux trois grands types de facteurs qui interviennent dans le dépérissement [Sinclair et Hudler, 1988], ces travaux de recherche s'inscrivent dans une démarche d'évaluation, d'une part des facteurs de prédisposition que l'on peut attribuer à la vulnérabilité, d'autre part, des facteurs d'aléa, déclenchant ou aggravant.

Dans ce travail, la part de la géomatique est, comme on peut s'en douter, inexistante. La seule contribution de la télédétection réside dans un travail de repérage des principaux secteurs forestiers dépérissant par photo-interprétation de photographies aériennes infra-rouges. Des essais de télédétection par avion léger ont toutefois été expérimentés par Guillemyn D. et Grepin G. [Guillemyn et Grepin, 1986]. Ces travaux de recherches ont été réalisés au Laboratoire de Botanique et Biogéographie de l'Université de Toulouse, avec la collaboration de l'ONF et du Centre de Recherches Atmosphériques de Lannemezan (U.A. CNRS. 354).

Premièrement, différents facteurs de prédisposition, susceptibles de contribuer à l'affaiblissement général des peuplements, ont été abordés par : (1) une analyse climatologique, (2) une description des stations forestières locales de la sapinière selon une méthode de phytosociologie, (3) un bilan sur la nutrition minérale mettant en évidence des situations de carence significative en potassium et un déficit relatif en calcium chez les individus dépérissant, indépendamment de la nature du sol, et enfin (4) une analyse historique des aménagements forestiers montrant une tendance évolutive nette à la régularisation et au vieillissement des futaies de Sapins, le plus souvent accompagnée d'une forte augmentation du bois sur pied.

Deuxièmement, les facteurs déclenchant ont été analysés. Dans ce cas, c'est essentiellement le parasitisme par le Gui qui a été mis sur le banc des accusés, comme c'est le cas dans d'autres sapinières de France. Cependant rien n'a été confirmé dans ce sens.

Enfin, concernant les facteurs aggravant, une recherche sur d'éventuels phénomènes de pollution a été menée. Tout d'abord, une contamination de l'atmosphère par des composés fluorés émis par un complexe industriel situé à 35 km au Nord-Ouest de la zone d'étude a été mise en évidence, sans toutefois que la concentration moyenne des aiguilles atteignent le seuil de toxicité subnécrotique. La deuxième voie explorée, a été l'existence d'un phénomène de précipitations acides. Les symptômes observés étant qualitativement comparables à ceux signalés à l'époque dans les forêts vosgiennes et allemandes, cette hypothèse a été rendue crédible. Soutenu par le programme DEFORPA (Dépérissement FORestier attribué à la Pollution Atmosphérique), un diagnostic a été réalisé par des mesures d'acidité et des analyses chimiques des eaux de pluies, hors et sous couverts forestiers. Bien que les résultats obtenus n'ont eu qu'une valeur ponctuelle dans le temps, la forte acidité mesurée dans les échantillons collectés, liée à une concentration en éléments tels que  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{Cl}$ ,  $\text{SO}_4$ ..., ont confirmé un phénomène de pollution liées aux activités anthropiques et renforcé l'idée déjà avancée d'un transport à longue distance des polluants atmosphériques [Chéret et al., 1987; Fromard et al., 1991; Lefeuvre, 1989].

## 3.3 Contribution à l'évaluation de la vulnérabilité des forêts par télédétection

Dans un contexte d'incertitudes climatiques croissantes et de manifestations de dépérissements déjà avérés, la cartographie des **peuplements forestiers vulnérables** est devenue un enjeu fort pour les forestiers. Or actuellement les informations existantes de suivi de l'état des forêts ne sont pas encore suffisantes pour une aide aux orientations forestières. La télédétection peut contribuer à produire des informations spatialisées sur

l'état de santé des forêts qui peuvent difficilement être accessibles par un seul travail d'expertise au sol. Les objectifs des travaux de recherche réalisés sont ceux énoncés dans la thèse de Jonas Lambert (2014) : les recherches engagées visent « à produire par télédétection des informations qui indiquent des **variations d'activité végétale que l'on peut assimiler à des baisses de vitalité des peuplements**, en lien avec des contraintes environnementales de type climatique. Si l'on considère le caractère évolutif et graduel de l'état des peuplements, lorsqu'ils sont soumis à des aléas climatiques, l'évaluation par télédétection des signes de changement de comportement implique le calcul d'indicateur d'intensité de l'activité photosynthétique que l'on peut suivre dans le temps. Cette approche repose sur les deux propriétés des images nécessaires au suivi de l'activité végétale et à la détection de perturbations qui sont, d'une part la réflectance, qui doit être adaptée à l'estimation de l'activité photosynthétique, et d'autre part la résolution temporelle, qui doit permettre à la fois une mesure régulière de l'information et une analyse rétrospective sur un pas de temps suffisamment long ».

La détection du dépérissement forestier par télédétection repose alors sur l'analyse des variations d'activité des peuplements sur plusieurs années, en développant des méthodes adaptées à cette problématique et basées sur l'utilisation de séries temporelles d'indice de végétation. Pour répondre aux critères (spectral, spatial et temporel) déjà évoqués, les images utilisées sont les séries temporelles NDVI-MODIS (produit MOD13Q1). Les études ont portées sur deux situations :

- la première concerne les dépérissements de résineux constatés dans le Tarn et l'Aveyron,
- la deuxième se rapporte à l'état de santé de la sapinière pyrénéenne.

Les éléments qui suivent font une synthèse des principales approches méthodologiques et des principaux résultats. Pour plus de précisions on se reportera aux documents publiés et notamment à la thèse de J. Lambert [Chéret *et al.*, 2011a; CRPF *Midi-Pyrénées et al.*, 2008; Lambert, 2014; Lambert *et al.*, 2015; Lambert *et al.*, 2013].

Les premiers essais de cartographie des peuplements touchés dans le Tarn et l'Aveyron ont été réalisés en collaboration avec l'ONF et le CRPF en 2007-2008. Les recherches sur la sapinière pyrénéenne ont été réalisées dans le cadre du programme Projet OPCC-POCTEFA EFA 235/11 (Observation Pyrénéen des Changements Climatiques ; <http://www.opcc-ctp.org/>), en collaboration avec l'IDF et le LERFoB (Nancy).

### *3.3.1 Détection des baisses d'activité de peuplements résineux*

#### *Indicateurs phénologiques d'activité végétale*

Comme pour l'analyse de la sensibilité de la végétation aux incendies, les indicateurs annuels d'activité de la végétation sont basés sur l'interprétation phénologique des profils temporels de NDVI établis à partir des images d'archive depuis 2000 selon le principe présenté dans paragraphe 2.2.3. Plusieurs indicateurs phénologiques (indicateur annuel d'activité), établis pour rendre compte de l'activité photosynthétique pendant la saison de végétation du couvert forestier, ont été testés. Ils sont décrits dans la Figure 35.

Les éléments de validation et d'interprétation, apportés par l'analyse des données climatiques, ont confirmé que les mesures de variation d'activité végétale doivent se faire préférentiellement à partir des indicateurs annuels calculés, soit sur la période printanière (indicateur **SG**), soit sur toute la saison de végétation (indicateur **VEG**).

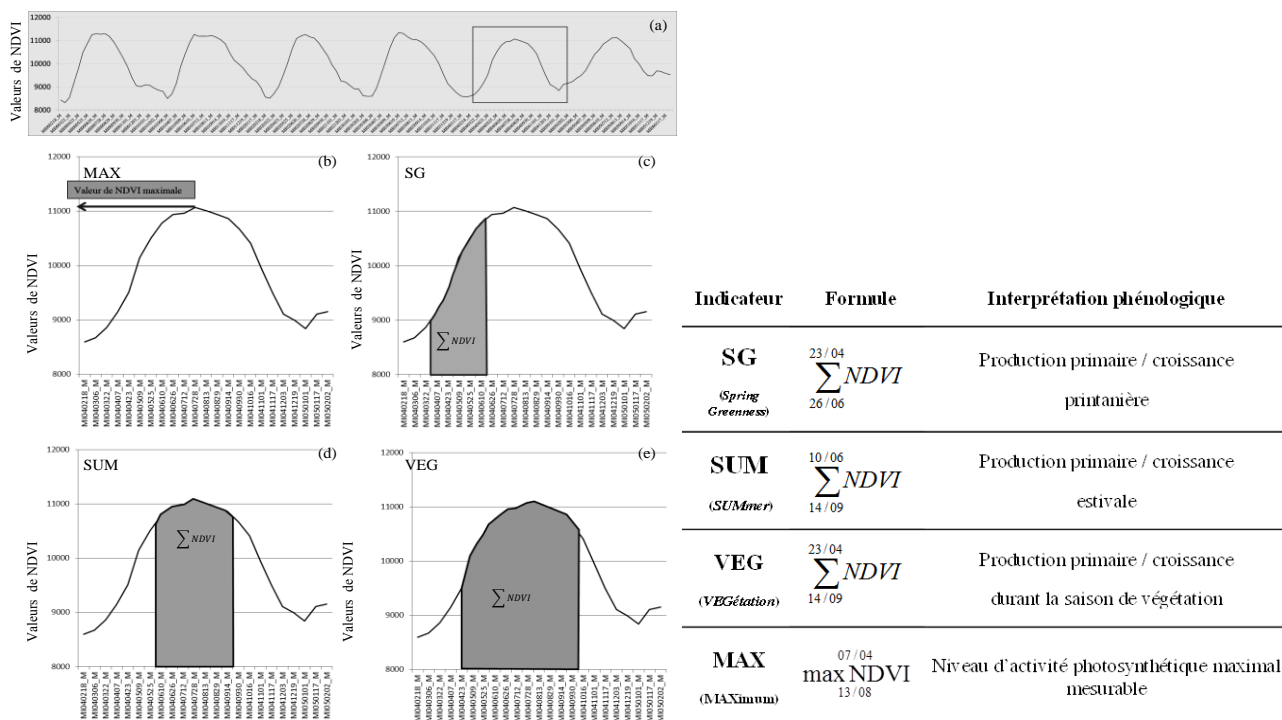


Figure 35 : Indicateurs annuels d'activité : (a) série temporelle de NDVI de peuplements de résineux, (b) calcul de MAX, (c) calcul de SG, (d) calcul de SUM et (e) calcul de VEG (les dates de la période de calcul correspondent au 1er jour des synthèses MODIS).

### Mesures des variations d'activité

L'hypothèse était qu'une baisse d'activité mesurée par télédétection pouvait traduire une baisse de vitalité des peuplements.

On a cherché la méthode la plus adaptée à la mesure de variation d'activité sur la période d'étude (2000-2011). Trois méthodes ont été appliquées. Elles reposent soit sur les indicateurs annuels d'activité précédemment présentés (Figure 35), soit directement sur les séries continues de NDVI.

#### Méthode 1 -Tendance linéaire de l'indicateur annuel d'activité (méthode T\_Ind)

La première méthode consiste au calcul de la tendance linéaire d'un des indicateurs annuel d'activité. Pour chaque pixel MODIS, la tendance des valeurs de l'indicateur annuel d'activité est mesurée par extraction du coefficient de pente de la régression linéaire  $a$  (Figure 36), selon la formule :

$$Ind_{année} = a * tps + b$$

Avec  $Ind_{année}$ , la valeur de l'indicateur de l'année ;  $a$ , le coefficient de régression linéaire ;  $tps$ , la constante temporelle (numéro de l'année) et  $b$ , l'ordonnée à l'origine.

Les valeurs obtenues sont considérées comme des valeurs d'**indicateur de tendance d'activité**, c'est-à-dire qui rend compte de la tendance globale d'activité sur la période 2000-2011, et qui selon le signe du coefficient de pente  $a$  correspond, soit à une hausse, soit à une baisse de l'activité végétale.



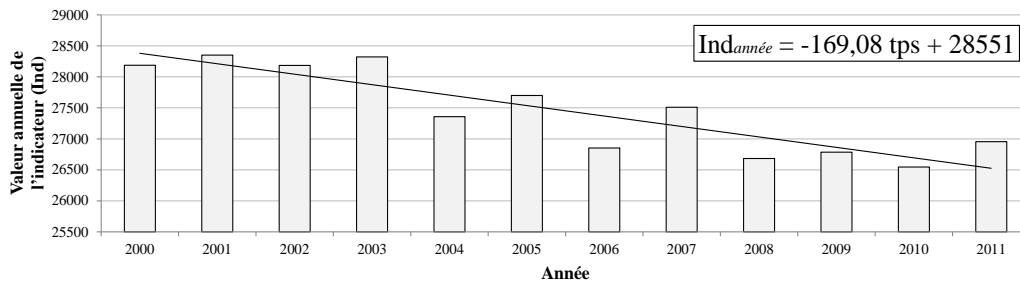


Figure 36 : Valeurs de l'indicateur annuel sur la période d'étude, pour un pixel de peuplement de résineux, ainsi que la tendance linéaire des valeurs. La valeur -169,8 correspond à la valeur du coefficient de pente de la régression linéaire.

### Méthode 2 : Différence normalisée de l'indicateur annuel d'activité (méthode Dnor\_Ind)

La seconde méthode quantifie le changement d'activité en mesurant l'écart de valeur d'un indicateur annuel d'activité entre le début de la période d'étude (état initial) et la fin de la période (état final) (Figure 37).

Comme indicateur de début et de fin de période, on utilisera une mesure dite « composite maximum temporel » de l'indicateur (« composite » car intégrant des informations de deux années successives et « maximum » car on sélectionne la valeur annuelle maximale de l'indicateur pour chaque pixel). Si on considère que la vitalité intrinsèque des peuplements varie peu d'une année à l'autre, en prenant la valeur maximale de l'indicateur sur ces deux années, on minimise un effet « climat année » potentiel, pouvant influencer la disponibilité en eau et induire une baisse ponctuelle et/ou locale de NDVI. Deux indicateurs sont ainsi calculés : le premier sur les années 2000-2001 pour l'état initial (Max2000-2001\_Ind) et le deuxième sur les années 2010-2011 pour l'état final (Max2010-2011\_Ind).

Basée sur ces deux indicateurs composites, une différence normalisée *Dnor\_Ind* est calculée selon l'équation :

$$Dnor\_Ind = \frac{\max_{2010-2011} Ind - \max_{2000-2001} Ind}{\max_{2000-2001} Ind}$$

Avec max\_Ind la valeur maximale de l'indicateur sur la période considérée.

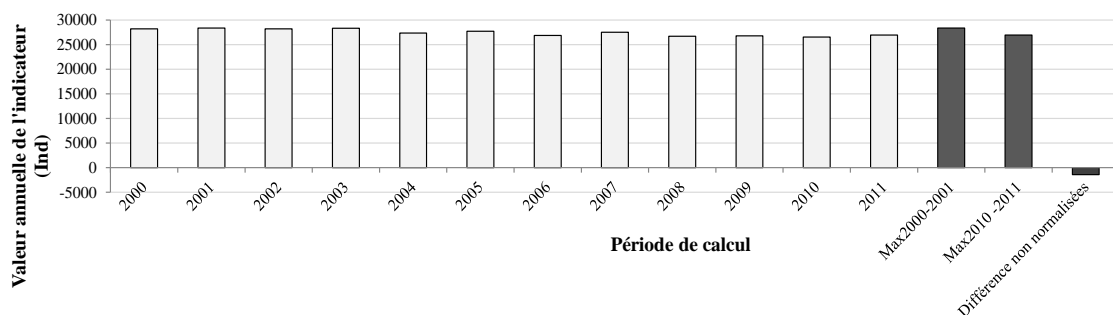


Figure 37 : Illustration du calcul de l'indicateur d'activité composite en début de série (max2000-2001\_Ind) et en fin de série (max2010-2011\_Ind), ainsi que la différence entre ces derniers, avant normalisation, pour un pixel de peuplement de résineux.

L'écart mesuré est identifié comme **un indicateur de changement** d'activité. Il correspond à la proportion d'activité présumée gagnée (si valeur positive) ou perdue (si valeur négative) durant la période d'étude, comme le montre la Figure 37.

### Méthode 3 : Tendence du NDVI issue d'une décomposition temporelle (méthode T\_STL)

La troisième méthode repose sur un principe différent car elle calcule la tendance des valeurs continues de l'activité végétale (NDVI) en utilisant une technique de décomposition de série temporelle (STL- *Seasonal decomposition of time series by Loess*) [Cleveland *et al.*, 1990].

La méthode de décomposition STL est une méthode non paramétrique, utilisant un modèle additif. Elle permet de décomposer les séries temporelles de NDVI en 3 composantes qui caractérisent la réponse du couvert végétal à différentes échelles de temps [Verbesselt *et al.*, 2010a] (Figure 38) : (1) la composante « tendance », relative aux changements sur la série chronologique ; (2) la composante « saison », relative aux fluctuations saisonnières de la végétation liées à sa phénologie et (3) la composante « *remainder* », considérée comme du bruit (résidus restant après élimination de la tendance et de la saisonnalité).

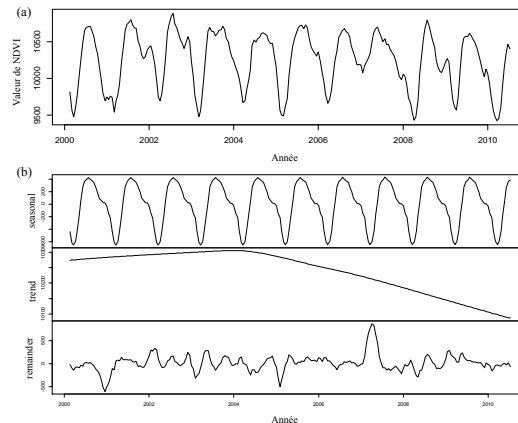


Figure 38 : Décomposition d'une série temporelle de NDVI de 2000 à 2011, pour un pixel de peuplement de résineux : (a) série originelle (b) résultat de la décomposition : *seasonal* = composante « saison », *trend* = composante « tendance » et *remainder* = composante « bruit ».

C'est la composante « tendance » qui est étudiée parmi les trois composantes. Plus précisément c'est la valeur de pente, avec son signe, qui est utilisée comme **indicateur de tendance d'activité**. Plusieurs informations dérivées de la pente permettent d'identifier et décrire la nature des changements détectés. Il s'agit principalement de la durée sur laquelle la tendance est estimée, de la valeur de la pente renseignant sur l'amplitude du changement et du signe de la pente indiquant la direction de la tendance, positive ou négative.

#### Comparaison des trois méthodes

Après standardisation des valeurs obtenues, les 3 méthodes ont fait l'objet d'une comparaison d'abord statistique (régression linéaire), puis cartographique (matrice de confusion après seuillage des valeurs significativement négatives en 4 classes en appliquant un test de Student) [Lambert, 2014; Lambert *et al.*, 2011].

- Classe 0 : valeurs positives et valeurs non significativement différente de 0 au seuil de p-value de 0,05 ( $t_{\text{indicateur}} > t_{0,05}$ )
- Classe 1 : valeurs significativement négatives au seuil de p-value de 0,05 mais pas au seuil de 0,01 ( $t_{0,05} > t_{\text{indicateur}} > t_{0,01}$ )
- Classe 2 : valeurs significativement négatives au seuil de p-value de 0,01 mais pas au seuil de 0,001 ( $t_{0,01} > t_{\text{indicateur}} > t_{0,001}$ )
- Classe 3 : valeurs significativement négatives au seuil de p-value de 0,001 ( $t_{\text{indicateur}} < t_{0,001}$ )

Les classes 2 et 3 correspondent aux situations de plus fortes baisses d'activité.

Les éléments obtenus par cette étape de comparaison et par l'étape de validation (paragraphe 3.3.3), nous permettent de proposer le calcul de la **différence normalisée d'indicateur annuel d'activité (Dnor\_Ind)** comme mesure la mieux adaptée pour identifier et localiser des baisses de vitalité des peuplements de résineux. Quelques résultats cartographiques sont présentés pour les résineux du Tarn et la sapinière du Pays de Sault (Figure 39).

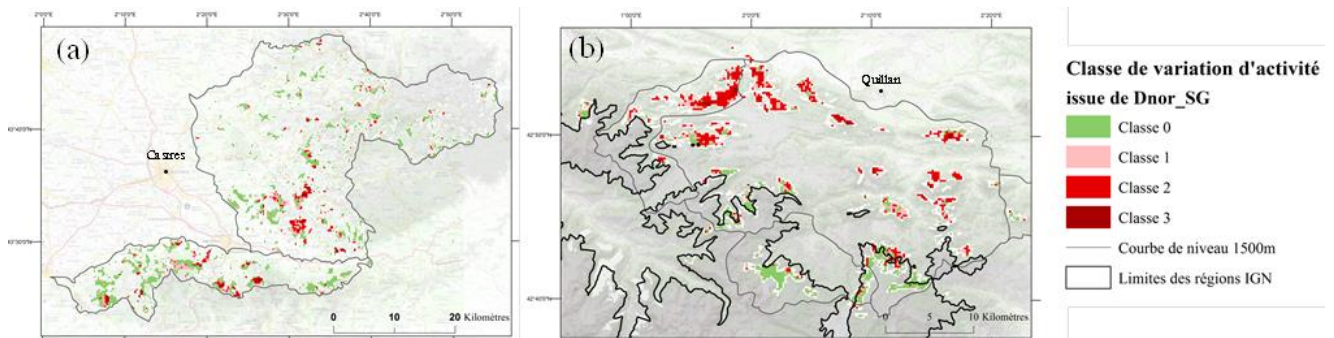


Figure 39 : Cartographie des classes d'activité issues des différences normalisées de SG sur (a) les peuplements de résineux du Tarn, (b) la sapinière du Pays de Sault.

Compte tenu de la dimension des images MODIS, la méthode peut être appliquée sur tout un territoire à échelle régionale, toutes formations forestières confondues. Sur la carte affichée (Figure 40), relative à la chaîne de Pyrénées, des baisses d'activité végétale sont détectées. Celles-ci sont majoritairement localisées en Navarre et sur la partie orientale du massif pyrénéen. Leur interprétation fait partie des objectifs de recherche présentés dans les « perspectives ».

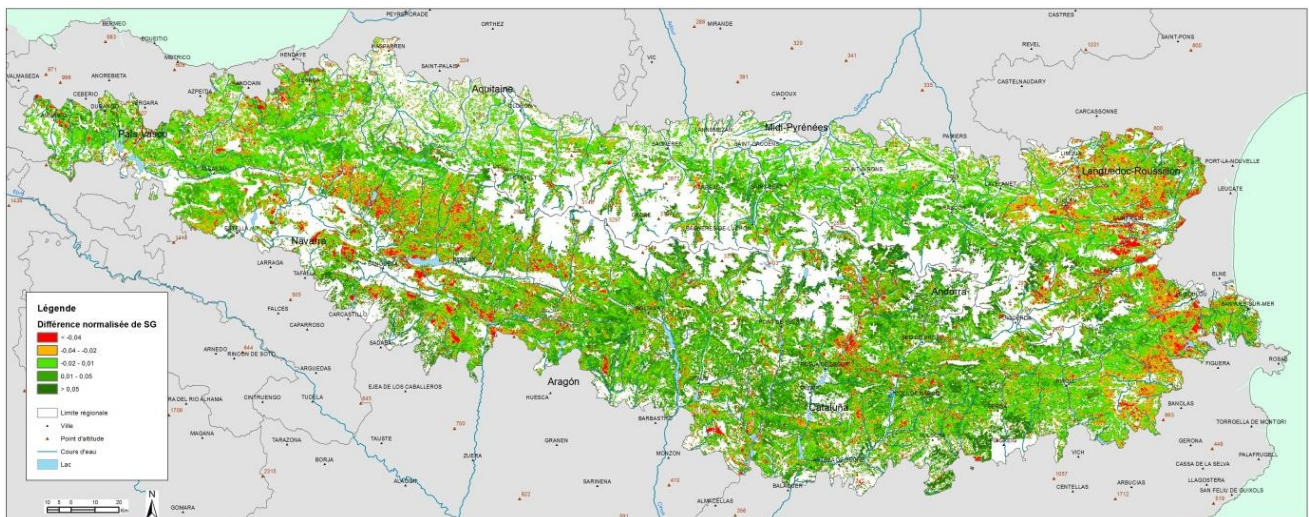


Figure 40 : Indice de variation d'activité des formations végétales sur l'ensemble de la chaîne pyrénéenne entre 2000 et 2012.

### 3.3.2 Détection de phénomènes brutaux

Si la technique de décomposition de série temporelle (STL) n'a pas été retenue pour le calcul d'un indicateur de variation d'activité végétale, elle peut cependant être utilisée pour détecter des phénomènes brutaux. Ceci est rendu possible grâce à la méthode BFAST (*Break For Additive Seasonal and Trend*) [Verbesselt et al., 2010a] qui inclue la détection de ruptures dans les composantes « saison » et « tendance », comme illustré par la Figure 41.

Dans le cadre de cette étude, seules les ruptures (correspondant à une augmentation ou une baisse brutale de NDVI) de la composante « tendance » ont été calculées. Le paramètre *breaks* (nombre maximal de points de rupture détectés) est fixé à 1, de manière à détecter uniquement, sur chaque série temporelle, la rupture majeure (d'amplitude la plus forte) sur la période 2000-2011. Le paramètre *h*, qui correspond à la fraction de la série temporelle entre deux ruptures possible, a été fixé à 0.10, ce qui équivaut au minimum à un cycle phénologique (un an) entre deux ruptures potentielles. La présence de rupture est estimée par le test *least squares residuals-based moving sum test MOSUM*, p-value = 0.05 [Verbesselt et al., 2010b].

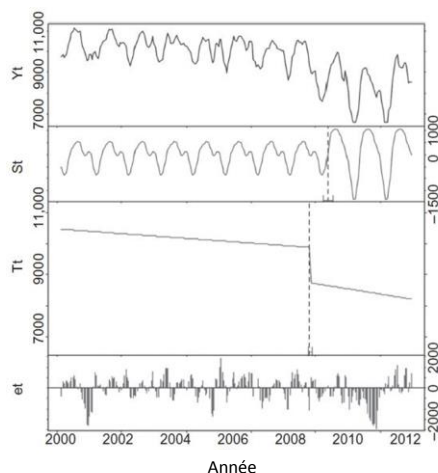


Figure 41 : Décomposition d'une série temporelle de NDVI de 2000 à 2011, pour un pixel de peuplement de résineux.  $Y_t$  = série originelle,  $S_t$  = composante « saison »,  $T_t$  = composante « tendance » et  $et$  = composante « bruit ou résidus ». Les traits verticaux en pointillés représentent la rupture détectée, que ce soit dans la composante « saison » ou la composante « tendance ».

### Détection des baisses brutales d'activité

Cette méthode a été appliquée sur les résineux du Tarn et a permis d'analyser les baisses brutales d'activité en lien avec les impacts directs de la sécheresse estivale de 2003 et les milliers d'hectares de surface de dépérissement constatés [Chéret et al., 2011b], ([Lambert et al., 2015] en annexe).

Pour chacun des pixels MODIS couvrant des surfaces en résineux, la date et l'amplitude de la rupture majeure détectée ont été extraites. Une valeur d'amplitude positive signifie une augmentation brutale d'activité, alors qu'une valeur d'amplitude négative correspond à une baisse brutale d'activité.

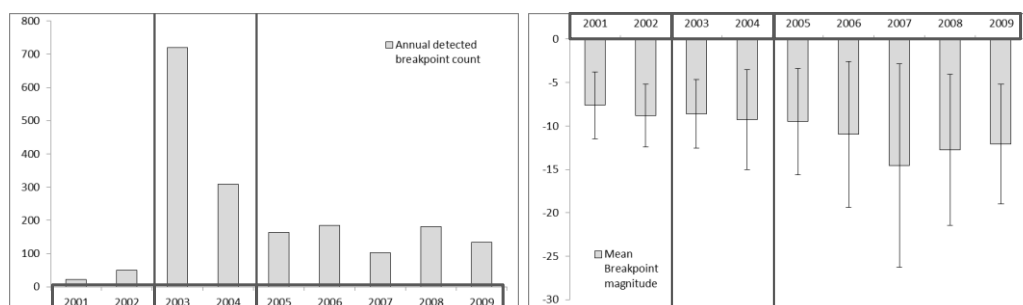


Figure 42 : Histogrammes (gauche) du compte annuel de ruptures négatives et (droite) des moyennes des amplitudes de ruptures négatives, avec les écart-types.

Les résultats indiquent que 93,2% de ces pixels sont caractérisés par la détection d'au moins une rupture au sein de la composante « tendance », qu'elle soit positive ou négative. Pour l'ensemble des ruptures détectées, on comptabilise 28,9% de ruptures positives, et 71,1% de ruptures négatives. Seules les ruptures négatives sont commentées ici, c'est-à-dire celles qui correspondent à des chutes brutales d'activité en lien avec le phénomène de dépérissement.

On observe une importante variabilité temporelle du nombre de ruptures détectées (Figure 42, gauche). En effet, la majorité est observée durant les années 2003 et 2004. Avant 2003-2004, le nombre de ruptures détectées est très faible, et par la suite le nombre est relativement important, sans toutefois atteindre le même niveau. On observe également une forte variation des valeurs d'amplitude (Figure 42, droite) ; celles-ci augmentent nettement après 2004, et sont particulièrement élevées en 2007.

Ces observations ont permis de mettre en évidence 3 périodes :

- La période 2001-2002, caractérisée par un faible nombre de ruptures détectées, et d'amplitudes faibles. Aucune anomalie climatique majeure, ni aucune activité anormalement importante de coupe-rase ne furent identifiés durant cette période.
- La période 2003-2004, caractérisée par un nombre très important de ruptures, de faible amplitude. Ceci peut être mis en lien avec les impacts directs de la sécheresse estivale de 2003 sur la vitalité des peuplements étudiés. Après 2003, certains peuplements ont été affectés par des attaques de pathogènes, ou par des phénomènes de dessèchement [CRPF Midi-Pyrénées et al., 2008]. Par ailleurs, il a été constaté que la faible accumulation de réserves durant l'été 2003, a conduit à un déficit d'activité au printemps 2004, notamment pour l'épicéa [Bréda et Badeau, 2008].
- La période 2005-2009, caractérisée par un nombre important de ruptures, de plus forte amplitude. Durant cette période d'étude, de nombreuses coupes rases ont été effectuées, suite à la dégradation importante de certains peuplements après 2003. L'année 2006 a également été marquée par une forte sécheresse estivale qui a pu impacter les peuplements forestiers. Durant cette période, seuls les peuplements présentant un taux de mortalité important ont été coupés.

### *Modèle de détection des coupes*

Afin d'éliminer les situations de baisse d'activité liées aux coupes rases de celles liées à une baisse de vitalité des peuplements, un modèle de détection des coupes a été construit en s'appuyant sur l'outil BFAST [Lambert et al., 2015] et sa capacité à détecter les ruptures. Cette étape a également été réalisée sur le site du Tarn.

Compte tenu de la résolution spatiale des images, du caractère fragmenté des peuplements et de l'hétérogénéité des surfaces coupées, une approche probabiliste a été préférée à une classification binaire classique. L'approche probabiliste proposée ici donne des informations complémentaires en quantifiant le degré d'incertitude. Au final, l'information produite par le modèle, exprimée en différents niveaux de probabilité de coupe, doit pouvoir être utilisée en complément de la cartographie des baisses de vitalité des peuplements calculée sur la même série temporelle d'images, et en faciliter ainsi son interprétation.

Pour calibrer ce modèle, des données de référence de coupe-rase ont été élaborées à partir :

- d'un travail de photo-interprétation de photographies aériennes pour avoir des périmètres de surfaces coupées,
- de la définition d'un seuil de proportion minimale de coupe réalisée intra-pixel MODIS, en utilisant une méthode basée sur les courbes ROC. Au final, le plan de référence de présence de coupe obtenu est à la résolution des images NDVI-MODIS (250m) et comporte deux modalités : « coupé » si il y a au minimum 30% de la surface du pixel coupée durant la période d'étude, et « non coupé » si il y a moins de 30% de la surface du pixel coupée durant la période d'étude.

Le modèle de détection des coupes devait permettre de dissocier des populations de pixels significativement différentes du point de vue de la proportion de pixels « coupés ». Nous avons utilisé une technique de partitionnement récursif appelée « *conditional inference tree* » (CIT) ou arbre de décision [Hothorn et al., 2006]. La variable d'entrée est l'amplitude de rupture, la variable cible est la présence de coupe rase (plan de référence avec deux modalités « non coupé » et « coupé », au seuil de 30% de surface coupée intra-pixel). Les principaux avantages de l'utilisation d'arbres de décision, en comparaison aux méthodes de régression logistique, sont à la fois la possibilité d'étudier les relations entre des variables non-paramétriques, et de mettre en évidence des relations difficilement observables par régression logistique, comme par exemple les effets de seuils. La méthode CIT utilise des critères statistiques pour déterminer de manière robuste les seuils de séparabilité (nœuds) qui séparent deux populations. Pour cette étude, l'arbre de décision a été paramétré avec un critère de séparation de population de 2 (au minimum deux populations distinctes pour estimer la présence d'un nœud) et des tests de Monte Carlo (p-value = 0.05, 9999 réplifications) pour estimer la significativité des nœuds. Le nombre de seuils successifs (nœuds) a été fixé à 3 afin de limiter le nombre de classes (4 au maximum).

Le résultat est présenté dans la Figure 43. L'arbre sépare 4 populations de pixels caractérisées par leur proportion de pixels coupés et non coupés. Pour l'établissement de ces 4 classes de probabilité, 3 seuils d'amplitude de rupture ont été déterminés, correspondants aux valeurs de -26,4, -17,9 et -10,4. Les parties en gris clair des diagrammes aux nœuds terminaux représentent la probabilité empirique de présence de coupe rase, notés « coupe » sur la figure. Les valeurs de probabilité de coupe rase vont de 3,8% pour la classe VL (très faible probabilité de coupe rase) à 94,4% pour la classe VH (très forte probabilité de coupe rase). Pour les deux classes intermédiaires (L – *Low probability of clear-cut* et M – *Medium probability of clear-cut*), les valeurs de probabilité sont respectivement de 24,1% et 63,4%.

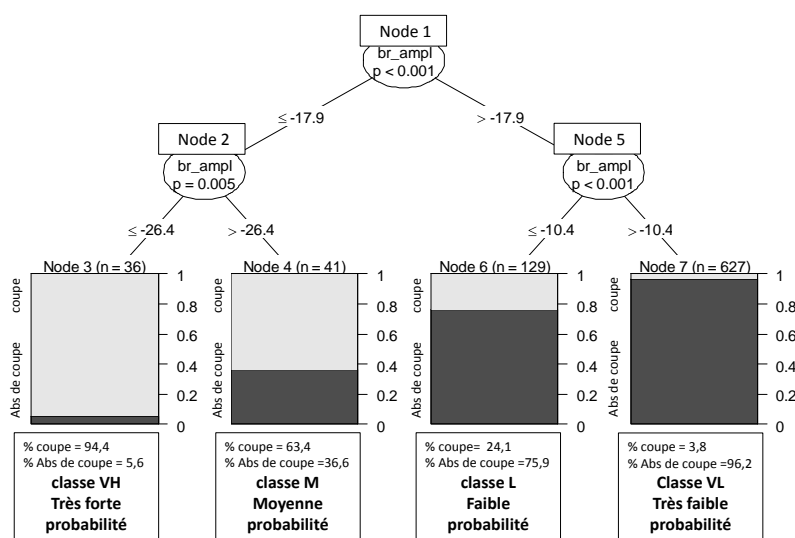


Figure 43 : Résultats du CIT pour la prédiction de la présence de coupe rase (au moins 30% de la surface d'un pixel). Variable d'entrée : amplitude de rupture (*br\_ampl*) détectée durant la période 2001-2009. Variable cible avec deux modalités : « coupe » et « Abs de coupe ». Test de permutation Monte-Carlo, *p-value* = 0,05. Nombre de nœuds successifs maximum = 3.

L'analyse de la répartition annuelle des pixels selon leur classe de probabilité de coupes-rase a montré que les situations de très faible et faible probabilité de coupe-rase (classes VL et L) sont majoritairement concentrées sur les années 2003 et 2004. A l'opposé, pour les situations de moyenne et très forte probabilité de coupe-rase (classes M et VH), on observe de fortes proportions durant les années 2006, 2007 et surtout 2008. Durant cette période, de très nombreuses coupe-rases, parfois de grande superficie, ont été effectuées au sein des peuplements du site d'étude.

En regroupant les deux classes M et VH, on peut constituer un masque, et ainsi identifier avec peu d'erreurs les surfaces non-impactées par les coupes durant la période d'étude.

Sur la Figure 44, on peut constater qu'une part non négligeable des pixels des classes de changement d'activité 2 et 3 ((a) et (b)), montre une baisse importante d'activité qui est le résultat d'un changement graduel d'état, mais sans rupture majeure pouvant correspondre à un effet de coupe. En appliquant le masque sur le plan des classes de changement d'activité, on peut ainsi localiser les peuplements montrant des signes de dépérissement ((a) et (b)) que l'on souhaite caractériser et suivre dans le temps (surface, intensité de la perturbation, répartition dans le massif...).

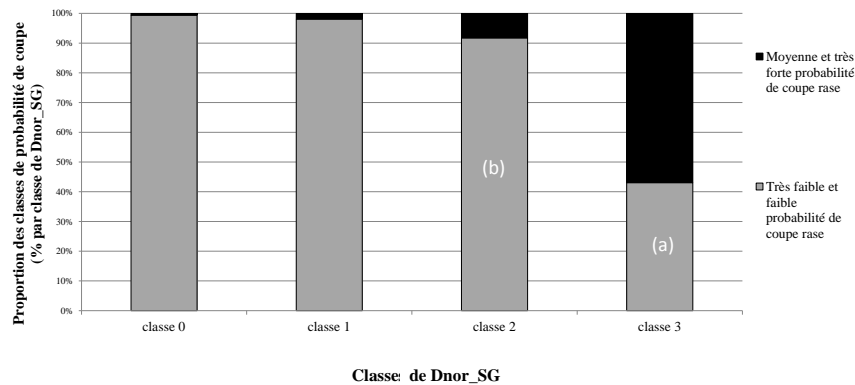


Figure 44 : Distribution des classes de probabilité de coupe rase au sein des classes de différence normalisée de SG (Dnor\_SG) (% de pixels par classe de changement d'activité).

Les résultats de cette partie démontrent le potentiel de BFAST pour localiser et dater des perturbations brutales. On considère que les seuils d'amplitude de rupture définis par le modèle doivent être directement applicables sur d'autres formations forestières, ayant un comportement phénologique semblable aux peuplements de conifères étudiés ici. Ces seuils ont d'ailleurs été utilisés pour l'analyse de la sapinière pyrénéenne pour éliminer les situations à forte probabilité de passage en coupe.

### 3.3.3 Procédures de validation des indicateurs

En télédétection, en particulier dans le cas de traitement d'images à moyenne ou basse résolution spatiale, la validation reste une difficulté majeure. Il s'agit de mettre en relation une information agrégée au pixel, avec des observations à faire au sol, ou avec des données déjà inventoriées à l'échelle de parcelles ou de peuplements. Le premier obstacle est l'incompatibilité des échelles spatiales entre les deux types d'informations [Liang et al., 2011]. Dans le cas de MODIS, les pixels font environ 6,2 ha, or les observations de l'état de santé des forêts sont généralement faites à l'échelle de l'arbre, au sein de placettes de faible superficie. Par exemple, le Département de Santé des Forêt (DSF) a mis en place un réseau systématique basé sur l'observation d'une vingtaine d'arbres par placette. Par ailleurs, il a déjà été démontré qu'il est plus difficile de détecter des dépérissements forestiers diffus, comme c'est le cas dans notre étude, que des dommages plus intenses et continus [Deshayes et al., 2006]. Pour permettre le saut d'échelle, certains auteurs utilisent des images satellitaires à une résolution intermédiaire, comme LANDSAT [Fisher et Mustard, 2007], tandis que d'autres mettent en place un protocole de mesures adapté à la résolution des images utilisées [De Kauwe et al., 2011; Fang et al., 2012].

La deuxième difficulté réside dans la temporalité des données. Les mises en relation possibles dépendent de la correspondance entre les dates des données de validation et celles d'acquisition des images.

Une procédure de validation des mesures de baisse de vitalité observées sur la sapinière des Pyrénées a été mise en place. Deux méthodes ont été appliquées. Elles se sont avérées très complémentaires et surtout renouvelables, car relativement accessibles [Lambert, 2014]. Elles reposent sur :

- Des observations au sol faites selon la méthode ARCHI de diagnostic de l'état de santé des arbres [Drénou et al., 2011; Drénou et al., 2012], ([Lambert et al., 2013] en annexe).
- Des données d'inventaires déjà existantes des coupes forestières de dépérissement, qui sont disponibles annuellement, et qui renseignent indirectement sur les dommages forestiers. L'analyse peut être rétrospective et spatialement exhaustive. A cela s'est ajoutée l'opportunité d'utiliser une cartographie de dépérissement faite en 2001 par les DSF-ONF-CRPF sur les Pyrénées centrales.

## Méthode ARCHI

Il s'agit d'une méthode appliquée au diagnostic de l'arbre en forêt et basée sur des concepts architecturaux. Le protocole d'observation ne se limite pas à des observations globales de l'état des arbres, mais intègre l'observation de processus de dégradation (anomalies) et de restauration du houppier (retour à la normale), caractérisés par la présence et le type de gourmands. Une clef de détermination permet de classer chaque arbre selon un type ARCHI (arbre SAIN, STRESSE, RESILIENT et MORT ou MORIBOND). A l'origine développée pour le Chêne pédonculé, elle a récemment été adaptée et appliquée à l'observation du Sapin pectiné, dans le cadre du programme OPCC-POCTEFA [Giraud, 2012]. Nous avons analysé les relations linéaires entre les valeurs d'indicateurs issues de la télédétection, et les proportions des 4 grands types obtenues par pixel inventorié.

La stratégie d'échantillonnage des observations a été adaptée pour que le nombre de pixels de référence rende suffisamment compte de la variabilité des valeurs des indicateurs, et pour sélectionner un nombre suffisant d'arbres pour être représentatif de l'état de santé des peuplements couverts par les pixels de référence. Pour chacun des 27 pixels sélectionnés, 112 arbres ont été observés en suivant une distribution précise comme le montre la Figure 45, soit au total 3024 arbres pour l'étude.

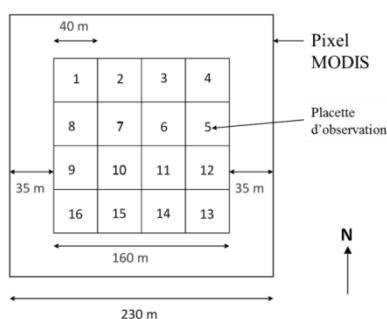


Figure 45 : Schéma d'échantillonnage d'un pixel ; 16 placettes et 7 arbres par placette.

Les résultats (Tableau 6) ont montré qu'il existe des relations significatives et fortes entre les valeurs d'indicateurs annuels d'activité mesurées en 2010 et 2011 (plus élevées pour les composites maximum 2010-2011) et les proportions en grands types ARCHI au printemps 2012 (à l'exception du type MORT).

		%SAIN	%RES	%STR	%MOR
Valeurs des $r^2$	Max2010_2011_SG	<b>0,57</b>	<b>0,51</b>	<b>0,47(-)</b>	0,05
	Max2010_2011_SUM	<b>0,55</b>	<b>0,43</b>	<b>0,57(-)</b>	0,04
	Max2010_2011_VEG	<b>0,56</b>	<b>0,45</b>	<b>0,48(-)</b>	0,10
	Max2010_2011_MAX	<b>0,52</b>	<b>0,39</b>	<b>0,64(-)</b>	0,01
p-values	Max2010_2011_SG	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,27
	Max2010_2011_SUM	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,29
	Max2010_2011_VEG	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,12
	Max2010_2011_MAX	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,65

Tableau 6 : Valeurs du coefficient de détermination et de p-value des relations linéaires entre composites Max 2010-2011 des différents indicateurs d'activité et les proportions de grands types ARCHI.

Les résultats sont suffisamment robustes pour valider la pertinence de ce type d'indicateur issu de la télédétection pour quantifier la vitalité des peuplements à un moment donné. Par contre, cette analyse n'a pas permis de mettre en évidence des relations significatives avec les indicateurs de variation d'activité (tendance et différence normalisée sur la période 2000-2011).



## Utilisation de données d'inventaires forestiers

Des indicateurs de variation d'activité ont été mis en relation avec des indicateurs de dommages forestiers dérivés de l'inventaire de coupe d'arbres dépérissant (volume de bois coupé, nombre de passage en coupe) sur la période 2000-2012. Dans le cas de forêts gérées par l'ONF, la donnée est facilement accessible et peut être représentée spatialement à l'échelle des parcelles ou des forêts.

Pour la sapinière du Pays de Sault, la répartition annuelle des coupes (2000-2012) montre les répercussions de l'été 2003, avec l'importance des interventions faites en forêt après cette date. Cela n'a pas été le cas dans les Pyrénées centrales, où les interventions ont été d'intensité moindre. Une mise en relation des données de coupes cumulées, avec l'indicateur de baisse de vitalité (Dnor\_SG) faite à l'échelle des forêts, montre que pour les peuplements du Pays de Sault, les relations sont significatives et fortes, mais pas pour les Pyrénées centrales (Figure 46).

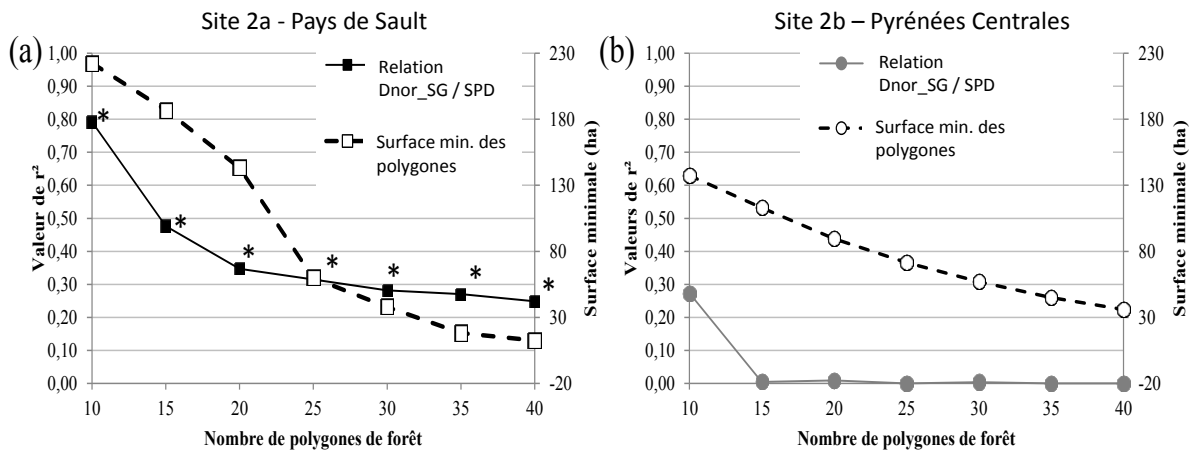


Figure 46 : Evolution du coefficient de détermination,  $r^2$ , en fonction du nombre de polygones de forêt et de leur surface minimale pris en compte dans les relations linéaires entre Dnor\_SG et SPD (\* : relation significative au seuil de p-value de 0,05).

Par contre, pour la sapinière des Pyrénées centrales, il existe une bonne correspondance statistique entre les valeurs de l'indicateur de baisse de vitalité et les manifestations de dépérissement cartographiées en 2001. Ces résultats confirment l'hypothèse de départ, c'est-à-dire que les baisses d'activité mesurées par télédétection sont bien liées à la présence de signes de dépérissement observés au sol. Comme les observations cartographiques de dépérissement datent de 2001 et que contrairement au Pays de Sault, très peu de prélèvements sanitaires ont été faits suite à la sécheresse estivale 2003, on peut considérer que le dépérissement de la sapinière des Pyrénées centrales est un phénomène ancien, mais toujours présent au vu des relations mises en évidence avec les valeurs de l'indicateur Dnor\_SG.

### 3.3.4 Lien avec l'aléa sécheresse

De manière complémentaire à l'étape de validation, on peut chercher des éléments d'interprétation des baisses de vitalité de la sapinière par l'analyse de données climatiques. On part de l'hypothèse que les conditions hydriques mesurables par les variables climatiques sont corrélées aux baisses de vitalité détectées sur la sapinière des Pyrénées.

Les données utilisées ont été mises à disposition par le LERFoB. Ce laboratoire a constitué, par l'application de modèles spécifiques, une base de données spatialisées comportant les données mensuelles de températures, de précipitations, de rayonnement solaire (provenant des stations de Météo-France) et de réserve utile (calculées à partir de relevés pédologiques de l'Inventaire Forestier de l'IGN) [Piedallu et Gégout, 2007; Piedallu et al., 2011]. Au final 6 indices simples (4 climatiques et 2 édaphiques) ont été choisis pour

caractériser au mieux les conditions hydriques du milieu (Tableau 7). Ils sont couramment employés dans le cadre de l'étude des milieux forestiers et calculables au regard des données disponibles. Différentes périodes sur le cycle annuel ont été considérées pour le calcul des indices, sur l'hiver, le printemps et l'été afin de prendre en compte les différences d'impact des conditions hydriques au cours de la saison de végétation.

Indices climatiques	Formule de calcul	Description - Unité
<b>TP :</b> Somme des températures	$TP_j = \sum_{i=m}^{i=n} TP_i$	Somme des températures sur une période (°C)
<b>PR :</b> Somme des précipitations	$PR_j = \sum_{i=m}^{i=n} PR_i$	Somme des précipitations sur une période (mm)
<b>ETPt :</b> Somme d'évapotranspiration potentielle	$ETPt_j = \sum_{i=m}^{i=n} ETPt_i$	Somme des ETPt sur une période (mm)
<b>BHC :</b> Bilan hydrique climatique	$BHC_j = PR_j - ETPt_j$	BHC sur une période (mm)
Indices édaphiques	Formule de calcul	Description - Unité
<b>RU :</b> Somme de réserve utile	$RU_j = \sum_{i=m}^{i=n} RU_i$	Somme des RU sur une période (mm)
<b>ETR :</b> Somme d'évapotranspiration réelle	$ETR_j = \sum_{i=m}^{i=n} ETR_i$	Somme des ETR sur une période (mm)

Tableau 7 : Formules de calcul des indices climatiques et édaphiques (j : valeurs sur la période intra-annuelle, i : valeurs mensuelles, n et m : premier et dernier mois de la période de calcul).

L'étude des corrélations spatiales entre indicateurs d'activité végétale et indices climatiques et édaphiques, pour chaque site et calculé par pixel ou par forêt (ou massif), a permis d'estimer dans quelle mesure les variations d'activité au niveau de la sapinière sont liées aux conditions hydriques de la période 2000-2010.

De l'ensemble des résultats, il est ressorti l'existence de relations significatives sur le Pays de Sault, alors qu'aucune relation significative n'est démontrée sur les Pyrénées centrales.

Pour le Pays de Sault, nous pouvons rapporter quelques éléments de synthèse [Lambert, 2014] (Tableau 8 et Figure 47) : « Des relations fortement significatives ont été montrées entre les indicateurs de changement d'activité et les indices liés à la température (TP, ETPt, BHC, ETR), aux deux niveaux d'échelle étudiés, par pixel et par massif. Il a aussi été montré l'impact de la période de calcul sur la force de ces relations. Des évolutions des types de contraintes sont probables en fonction des saisons et des cycles de la végétation. Les corrélations sont plus fortes avec les indicateurs annuels SG et VEG, et lorsque les périodes de calcul des indices climatiques sont sur la période printanière

par massif	Indices climatiques et édaphiques (n=20)						
	Périodes annuelles	TP	PR	ETPt	BHC	RU	ETR
Dnor_SG	03_06	<b>(-) 0,714</b>	(+) 0,120	<b>(-) 0,537</b>	<b>(+) 0,432</b>	(+) 0,048	<b>(-) 0,497</b>
Dnor_SUM	03_06	<b>(-) 0,672</b>	(+) 0,018	<b>(-) 0,454</b>	<b>(+) 0,253</b>	(+) 0,012	<b>(-) 0,465</b>
Dnor_VEG	03_06	<b>(-) 0,736</b>	(+) 0,085	<b>(-) 0,541</b>	<b>(+) 0,395</b>	(+) 0,025	<b>(-) 0,516</b>

Tableau 8 : Extrait des résultats: Valeurs de  $r^2$  et signe des relations entre les 6 indices climatiques et édaphiques, calculés sur la période 03\_06, à l'échelle des massifs et les trois indicateurs de changement d'activité Dnor\_SG, Dnor\_SUM et Dnor\_VEG. Les relations significatives sont en gras et rouge.

En revanche, les résultats n'ont pas permis de mettre en évidence de relation linéaire très significative entre les indicateurs de changement d'activité et les indices intégrant les précipitations, rendant toute conclusion difficile. Plusieurs éléments de discussion sont possibles. Ils concernent les données, la méthode d'analyse et l'interprétation thématique. Dans le cas des températures, du rayonnement et des indices qui en sont dérivés, les données sont en général bien modélisées [Richard *et al.*, 2013]. En effet, ces deux variables sont bien corrélées à l'altitude et à la topographie et présentent une variabilité spatiale importante sur le site d'étude. Par contre, la spatialisation des données de précipitations est souvent complexe. Elle fait intervenir des éléments plus difficiles à intégrer que la distance aux stations de mesures et l'altitude, tels que le vent, les effets des vallées... Cela est d'autant plus important que la topographie des sites d'étude est très contrastée et qu'il y a peu de stations météorologiques. Concernant les indicateurs édaphiques, aucune relation significative avec l'indice RU n'a été montrée, et les relations sont faiblement significatives avec l'ETR qui intègre à la fois des données climatiques et édaphiques. La limite d'utilisation de la RU est probablement liée à la qualité de la donnée RUM. C'est une donnée qui cumule des erreurs de mesure et de spatialisation ».

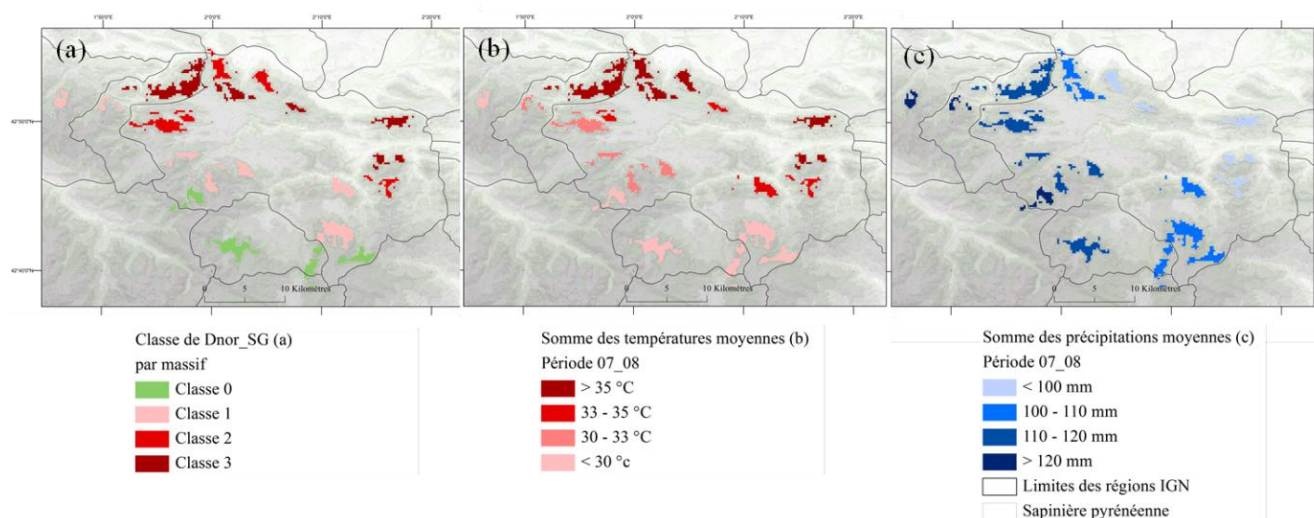


Figure 47 : Cartes de répartition des classes de Dnor\_SG et des valeurs d'indices climatiques TP et PR sur le site du Pays de Sault.

En deuxième étape d'analyse, l'étude des corrélations temporelles entre des valeurs annuelles des indicateurs d'activité et des indices climatiques et édaphiques, n'a pas permis de mettre en évidence un éventuel effet des conditions climatiques et/ou édaphiques sur les variations temporelles de l'activité des peuplements.

### Différences entre la sapinière du Pays de Sault et la sapinière des Pyrénées centrales

La validation des indicateurs de variation d'activité a montré de fortes différences entre les deux sites d'études. La sapinière du Pays de Sault a été fortement affectée par la sécheresse estivale de 2003, comme l'a montré la répartition des coupes de dépérissement. A l'inverse, les variations d'activité observées dans la sapinière des Pyrénées centrales montrent des relations avec une cartographie de dépérissement faite en 2001. L'hypothèse que les peuplements des deux sites, issus de deux écotypes différents [CNPF, 2013], présentent des phénomènes de dépérissement de nature et d'origine différentes a donc été émise.

L'analyse des relations avec les indices climatiques montrent également des différences marquées. Les baisses de vitalité de la sapinière du Pays de Sault sont liées aux conditions climatiques, principalement la température. La sapinière des Pyrénées centrales ne présente aucune relation robuste avec les indices climatiques et édaphiques analysés. Les conditions hydriques semblent jouer un rôle majeur sur la sapinière du pays de Sault, mais pas sur celle des Pyrénées centrales.

Pour les peuplements des Pyrénées centrales, la problématique est plus ancienne. Le dépérissement est d'origine certainement multifactorielle [Chéret, 1987], même si l'influence du changement climatique sur le long terme est également à craindre. Les facteurs de dépérissement des sapinières pyrénéennes espagnoles, principalement sous influence atlantique, ont été étudiées [Oliva et Colinas, 2007]. Différentes caractéristiques de gestion et de vieillissement des peuplements, ainsi que la présence de certains pathogènes, expliquent en partie la présence de signes de dépérissement. La hauteur et le diamètre des arbres, ainsi que l'ouverture de la canopée, signes d'une compétition forte, ont clairement une incidence forte sur l'état des Sapins.

## 4 Risque de dégradation des habitats naturels et de perte de biodiversité

Il est à craindre que les changements climatiques modifient de manière conséquente les aires de répartition des essences forestières. Le réchauffement pourrait avoir un impact sur les possibilités de survie des essences les plus vulnérables lorsque celles-ci sont en limite de leur aire de répartition naturelle, ou occasionner des modifications de leur distribution avec une élévation des limites altitudinales ou latitudinales [Harsch *et al.*, 2009; Lenoir *et al.*, 2008; Parmesan et Yohe, 2003]. Certaines forêts peuvent se voir menacées. En concentrant de forts gradients altitudinaux et une grande hétérogénéité climatique et géologique, les zones montagneuses sont parmi les écosystèmes les plus vulnérables aux changements climatiques [Körner, 2007; Lesica *et al.*, 2004]. Aux bouleversements possibles liés aux évolutions climatiques, s'ajoutent les variations de pressions des usages, en particulier la déprise pastorale, ainsi que les conséquences de certaines orientations sylvicoles qui peuvent avoir des incidences sur la préservation des habitats naturels d'intérêt et de leur biodiversité associée.

Dans les démarches d'évaluation de l'évolution des couverts forestiers (analyse de changement), et pour répondre de manière plus générale aux besoins de gestion de la ressource forestière, la donnée essentielle est celle des limites précises de distribution des essences. Les cartes forestières actuelles (IGN-IFN) n'ont pas toujours la précision thématique et géographique souhaitée. De plus, l'actualisation de l'information reste une limite forte. En télédétection, malgré l'amélioration de la résolution spatiale et spectrale des images, la reconnaissance automatique des essences reste un problème complexe. Le potentiel de l'imagerie hyperspectrale est assez prometteur pour la capacité à discriminer les essences selon leur réponse spectrale, mais la faible disponibilité et le coût élevé d'acquisition de ces images rend l'approche inadaptée dans un contexte opérationnel, surtout à des échelles d'observation régionale. Actuellement, les démarches s'orientent sur la prise en compte de la variabilité temporelle de la réponse spectrale de la végétation [Jia *et al.*, 2014; Knight *et al.*, 2006]. Le cycle saisonnier ou « signature temporelle » peut être identifié et utilisé pour discriminer les essences. C'est sur ce principe d'exploitation des séries temporelles, et dans l'objectif d'amélioration des techniques de classification, que des travaux ont été engagés, dans le cadre du projet OPCC-POCTEFA [Cano, 2012; Hernandez-Fernandez, 2011] et de la thèse d'Emmanuelle Cano (soutenance prévue début 2016). Ils s'inscrivent également dans les axes thématiques du dispositif THEIA (Pôle Thématique Surfaces Continentales) [Denux et Sheeren, 2015].

Aux enjeux forestiers évoqués avec la dimension de risques (déperissement, incendie, changements), s'ajoutent des enjeux de préservation de milieux naturels d'intérêt. Trois cas d'étude sont présentés dans cette partie :

- Deux sont relatifs à l'élaboration d'indicateurs pour le suivi cartographique d'habitats naturels, avec une problématique de fermeture progressive de milieux par avancée de la forêt, et de risque associés d'érosion de la biodiversité végétale et animale [Jacquin et Chéret, 2005; Jacquin *et al.*, 2005]. On est bien dans une démarche d'évaluation de la vulnérabilité (Figure 48). Ces applications s'appuient sur un savoir-faire de traitement d'images à haute résolution spatiale, mieux adaptées à l'échelle des objets d'analyse que celles utilisées dans les applications précédemment présentées. Pour cartographier des milieux naturels et dans le cas de vastes étendues, le choix de la donnée à utiliser s'oriente vers l'imagerie satellitale plutôt que la photographie aérienne principalement à cause de l'étendue géographique de la zone d'étude [Bernard-Brunet J., 2000]. En effet, cette caractéristique du milieu étudié implique une homogénéité importante des radiométries utilisées. Or l'assemblage de photographies aériennes ne permet de satisfaire cette condition. L'image satellite apparaît alors la plus adaptée. La disponibilité en données à très haute résolution spatiale d'une part, et le développement des outils de classification d'autre part, permettent d'accéder à une cartographie de la diversité des formations végétales, caractérisant la majorité des milieux naturels. En revanche, la principale limite de la télédétection réside dans la précision thématique atteinte dans

l'identification des éléments d'occupation du sol ou des habitats naturels. Les résolutions spatiale et spectrale des images satellitaires ne permettent pas d'identifier les habitats pour des niveaux fins de nomenclature comparables à ceux utilisés dans Corine Biotope (niveau 4, par exemple). Pour aller plus loin dans l'identification des habitats, la cartographie par télédétection est complétée par des approches descriptives de l'organisation spatiale des formations végétales, à l'aide d'outils de classification par agrégation. Le principe est qu'un élément du paysage est composé de pixels appartenant à des classes de végétation différentes mais en proportions spécifiques. On aboutit alors à des nomenclatures qui s'éloignent de celles des éléments d'occupation végétale du sol au sens stricte, mais qui sont bien adaptées à la description d'écosystèmes complexes et à leur dynamique.

- Le troisième cas est celui déjà abordé dans la partie traitant des risques d'incendie à Madagascar Il concerne ici la contribution des feux dans la dégradation des savanes [Jacquin, 2010]. Puisqu'il s'agit d'une approche dynamique, la dimension temporelle des images et le besoin d'archive pluriannuelle justifie l'usage de séries temporelles à moyenne résolution spatiale.

On peut schématiser la notion de risque que l'on aborde dans cette partie, avec la prise en compte des deux composantes « vulnérabilité » et « aléa », tel que présenté dans la Figure 48. Les travaux menés sont une contribution aux méthodes de cartographie et de caractérisation par télédétection de la végétation forestière et des habitats naturels ; ils concernent donc l'évaluation de la composante **vulnérabilité** du risque.

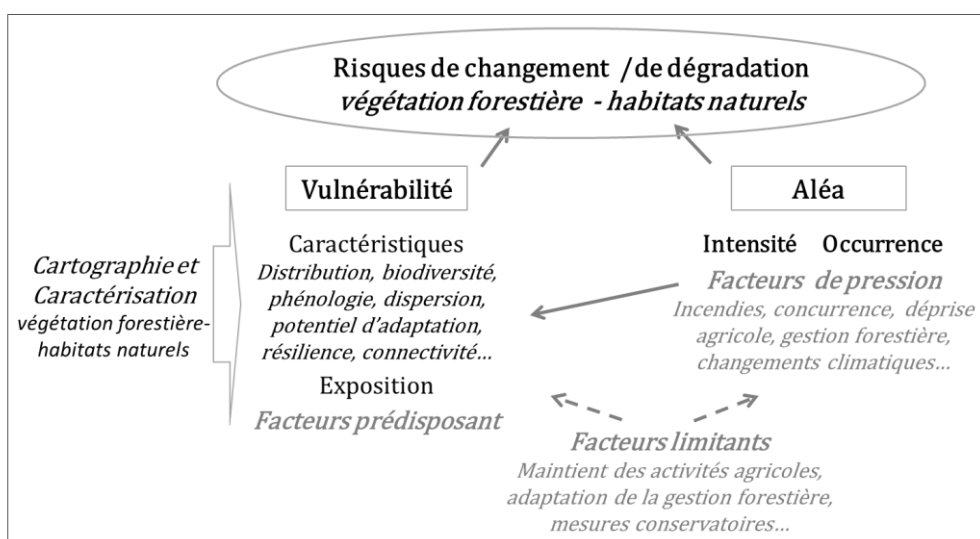


Figure 48 : Représentation schématique du risque de changement et/ou de dégradation de la végétation forestière et d'habitat naturels.

## 4.1 Contribution à l'amélioration de la distinction des essences forestières et à leur cartographie à l'échelle régionale

Dans cette partie, je fais référence au travail d'Emmanuelle Cano (thèse sous la direction de Laurence Hubert-Moy, COSTEL/UMR LETG Université Rennes 2, ([Cano et al., 2015] en annexe) et à la contribution essentielle des travaux de Jean-Philippe Denux. Les objectifs de recherches sont orientés sur l'évaluation de l'apport des séries temporelles pour la reconnaissance des essences forestières par classification supervisée. Le site d'étude est le massif pyrénéen.

Les images de télédétection ne permettent pas encore de produire des cartes forestières avec une nomenclature détaillée [Kuemmerle et al., 2006; Stehman et al., 2011]. Dans la grande majorité des cas, les cartographies obtenues se limitent à la distinction d'essences décidues, de résineux et de boisements mixtes [Xie et al., 2008]. Discriminer les essences forestières par télédétection reste une problématique délicate. Une part de cette difficulté réside dans la dimension spatiale des images, mais elle est aussi surtout liée à la qualité de la signature spectrale que l'on utilise pour classer les formations végétales. Le constat a été fait que la variabilité intra-spécifique dans la réflectance de la végétation est souvent équivalente, voire supérieure, à la variabilité interspécifique. Ceci est d'autant plus vérifié lorsque l'on cartographie un territoire de grande superficie offrant une grande variabilité des conditions d'altitude, d'exposition et de sol. Lorsqu'il ne s'agit pas de séparer des surfaces de comportements spectraux très éloignés (zones urbaines *versus* végétation par exemple) mais de distinguer différents types de formations au sein d'une même surface végétalisée, une approche de classification basée exclusivement sur la signature spectrale des espèces à une date donnée est le plus souvent insuffisante [Boyd et Danson, 2005; Carrão et al., 2007; Dymond et al., 2002; Evans et Geerken, 2006; Redo et Millington, 2011; Xie et al., 2008]. Face à ce constat, la prise en compte de la dimension temporelle s'est progressivement imposée afin d'améliorer la reconnaissance des formations forestières [Clark et al., 2010; Pettorelli et al., 2005; Xie et al., 2008].

La question qui oriente les travaux de recherches en cours est : améliorer la résolution temporelle des données permet-il une meilleure reconnaissance des essences forestières ? Et la question suivante ouvre à des travaux futurs : peut-t-on obtenir un niveau d'erreur acceptable dans la cartographie des essences pour autoriser une analyse de changement de leur distribution ?

L'hypothèse qui est faite est que les variations saisonnières des informations spectrales améliorent la séparabilité des espèces en intégrant leur comportement phénologique. Des premiers résultats dans le cas de la recherche d'indicateurs d'état de la végétation (paragraphe 2.2.3) avaient déjà montré un bon niveau de séparabilité des formations végétales en utilisant les profils temporels de NDVI. Par la suite, des premiers essais de cartographie de la végétation forestière de la chaîne des Pyrénées [Cano, 2012; Denux et al., 2012] ont rapidement mis en évidence le potentiel des séries MODIS à établir une signature temporelle discriminant un nombre important de formations forestières. Toutefois, les confusions dans la distinction des formations végétales, proches d'un point de vue de leur comportement phénologique, est encore trop importante. Pour progresser dans cette voie et améliorer la qualité cartographique, on a cherché à identifier les modalités de traitement par classification supervisée les plus performantes. Pour cela, on a évalué la contribution des 3 dimensions des données d'entrée : spatiale, temporelle, et spectrale. En faisant varier les paramètres liés aux données d'entrée, et pour chaque configuration testée, on a comparé la qualité des résultats de classification afin de retenir les configurations optimales. Ceci a été réalisé pour trois méthodes de classification supervisée [Cano et al., 2014; Denux et al., 2014; Denux et al., 2012] : (1) une approche paramétrique : maximum de vraisemblance, (2) a kernel-based algorithm : Support Vector Machine (SVM) [Cortes et Vapnik, 1995], et (3) a decision tree based classifier : Random Forest [Breiman, 2001]. Les tests ont été réalisés à partir d'une série d'images MODIS sur la période 2000-2012.

- La dimension spatiale concerne le jeu de pixels d'entraînement et sa qualité, en termes de taux de représentativité (nombre et distribution des pixels) et d'homogénéité (mixité des pixels de référence). Le premier point à considérer est l'importance de la précision thématique et spatiale de la donnée forestière prise en référence pour l'entraînement de la classification. Cette première donnée d'entrée fixe la nomenclature

optimale à atteindre. Pour optimiser cette étape, une base de données cartographiques forestières a été construite sur l'ensemble du massif des Pyrénées à partir des inventaires forestiers nationaux, à savoir l'IGN-IFN pour la France, la Mapa Forestal de España pour l'Espagne, et la Mapa Forestal del Principat d'Andorra pour l'Andorre. Un travail d'harmonisation des nomenclatures associées à ces bases de données a été réalisé. Ainsi, une nomenclature forestière composée de 18 formations forestières monospécifiques ou mixtes et de 4 formations de milieux naturels (de landes et pelouses) a été élaborée. Des tests ont été ensuite appliqués en faisant varier le taux d'échantillonnage et le seuil de mixité des pixels d'entraînement pour les trois algorithmes.

- La dimension temporelle est abordée en testant différentes organisations de séries d'images, en faisant varier le nombre d'images par cycle (cycle complet, saison de végétation, 3 dates... ) et le nombre d'années (1 à 3).

- La dimension spectrale est évaluée en faisant varier les types d'images, traitant ensemble ou séparément des indices de végétation NDVI (ou EVI) et les 3 bandes spectrales (Vert, Rouge et proche-infrarouge). Des données ancillaires (Modèle Numérique d'Altitude et rayonnement) sont ajoutées aux tests.

Un enchaînement de tests similaire a également été appliqué à une série d'images à haute résolution spatiale (images Deimos). Les configurations optimales, que l'on ne détaillera pas ici, permettant d'obtenir la meilleure qualité de classification, sont très comparables entre la MRS et la HRS. Les résultats thématiques sont examinés avec plus de précision pour deux cas : la distinction sapinière/hêtraie/hêtraie-sapinière et landes/pelouses alpines.

Une voie d'amélioration supplémentaire a été testée. Il s'agit de l'apport d'une stratification du territoire ([Cano et al., 2015] en annexe). Cette méthode consiste à découper l'aire d'étude en sous-régions et à appliquer la classification à chacune d'elles et non à l'aire d'étude d'un seul tenant. L'effet attendu est la réduction de la variabilité spatiale des signatures temporelles des formations [Delincé, 2002; Gallego et Stibig, 2013; Gertner et al., 2007; Stehman et al., 2011]. Pour stratifier le territoire, on a souhaité s'affranchir d'une interprétation experte de données thématiques (relief, étages bioclimatiques..) et se baser sur une méthode la plus objective possible et reproductible. La méthode testée consiste à utiliser uniquement des images de télédétection à moyenne résolution spatiale pour délimiter des régions radiométriquement homogènes (considérées comme des unités de paysage). Pour cela une technique de segmentation par une approche orientée objet (OBIA) [Bisquert et al., 2015] a été appliquée à une combinaison d'images mensuelles d'EVI et d'indices de texture (images MODIS). Les résultats obtenus nous permettent de conclure que le recours à une segmentation objet comme outil de stratification permet d'améliorer les résultats de classification. On obtient un gain de précision global et pour chaque classe, avec toutefois une augmentation de la fraction de rejet. Pour étudier l'influence des caractéristiques topographiques et paysagères des strates sur la précision de la classification, 8 indicateurs ont été calculés. Leur corrélation, avec les écarts de kappa et la fraction de rejet dus à la stratification, indiquent que l'amélioration est fortement influencée par la surface de la strate et la surface de la végétation à classer. Des seuils critiques minimal et maximal ont été identifiés. Au-delà de 450 000 ha, et lorsque la surface de végétation à classer est supérieure à 120 000 ha, les améliorations de kappa sont très faibles. En dessous de 100 000 ha et lorsque la surface de végétation à classer est très réduite (< 5000 ha), les résultats sont fortement dégradés du fait de l'important taux de rejet.

Ces deux seuils limites seront à intégrer comme recommandation dans la procédure de segmentation. Des tests ont permis de confirmer le paramétrage optimal pour la construction des states par segmentation selon la méthode de Bisquert et al. Ces premiers résultats indiquent que la méthodologie de segmentation objet appliquée pourrait constituer une alternative objective et reproductible aux stratifications reposant sur un savoir expert. La question de la reproductibilité de cette méthodologie à une résolution spatiale plus fine se pose avec la perspective de l'arrivée des futures données satellitaires Sentinel-2. Elles permettront de concilier haute répétitivité temporelle et haute résolution spatiale, ce qui constitue un apport certain à la classification de la végétation de territoires de grande étendue. La notion de texture paysagère de la végétation, ainsi que la définition spatiale des formations forestières et de leurs signatures à partir d'indices de végétation, seront abordées à une autre échelle.



## 4.2 Elaboration d'indicateurs cartographiques pour le suivi d'habitats naturels

### 4.2.1 Evaluation du degré de fermeture des pelouses sèches par progression de la forêt

Le Causse Noir a été classé comme site Natura 2000 en raison de sa grande richesse en habitats naturels d'intérêt communautaire. Sur ce territoire, existe un lien étroit entre patrimoine naturel et paysage. Des zones cultivées, des pelouses utilisées comme parcours et des forêts forment une mosaïque. Sur les milieux ouverts du site du Causse Noir où dominent des pelouses sèches sur calcaire, le pastoralisme constitue l'activité humaine dominante participant de ce fait à la dynamique d'évolution du paysage. Ces pelouses calcaires n'ont pas une origine naturelle. Elles dérivent d'une forme primitive qui a été modifiée par des activités humaines : défrichement, brûlis, pâturage par les ovins. En cas d'abandon des parcours, ou de modification de pratiques agricoles, des arbustes tels le Genévrier commun ou le Buis s'implantent. Ils céderont ensuite la place à des forêts de Pins sylvestres et de Chênes pubescents. Cette fermeture du milieu se produit en quelques dizaines d'années et s'accompagne d'une perte d'habitats et d'une érosion de la diversité floristique et faunistique [Chassany J.P. et Kast R., 2005; PNRGC, 2002]. L'enjeu de conservation de ces milieux ouverts est au cœur des préoccupations des gestionnaires du Parc Naturel Régional des Grands Causses (PNRGC). De ce fait, il existe un besoin en outil d'évaluation et de suivi de la dynamique de ces milieux. Dans ce cadre une étude a été orientée sur l'évaluation spatiale du degré de fermeture des pelouses sèches du Causse, sur la base d'une cartographie des types physiologiques de la végétation [Jacquin et Chéret, 2005]. Un indicateur est proposé pour cartographier le degré de colonisation des pelouses par les espèces arbustives. Cet indicateur a permis une évaluation à une seule date, celle de l'acquisition des images, mais la méthode proposée se voulait facilement reproductible pour la mise en place d'un suivi de l'évolution de ces milieux. La démarche comporte 3 étapes.

- Premièrement, une cartographie des formations végétales : Cette étape utilise des images satellitaires à haute résolution spatiale (SPOT5, à 10 m de résolution) qui sont classées selon une méthode dite supervisée avec l'algorithme du maximum de vraisemblance. Pour cette étape, comme pour la suivante, des références terrain sont nécessaires, pour l'entraînement de la classification et la validation des résultats cartographiques. Au final 5 classes de végétation sont identifiées, avec un indice cartographique moyen de 90,8% : *forêt de Chêne pubescent, formations à Genévrier commun en mélange avec du Buis, pelouse sèche calcicole et parcours substeppiques, forêt de Pin noir et de Pin sylvestre, végétation chasmophytique des pentes rocheuses.*
- Deuxièmement, une cartographie des types physiologiques : Il s'agit de travailler sur l'agencement spatial des formations végétales qui au préalable ont été classées en trois classes : formation arborée, formation arbustive et formation herbacée. Pour cela, nous appliquons par itération la méthode d'agrégation du logiciel Clapas « CLAssement de PAysages et Segmentation » [Robbez-Masson J.M., 1994]. Le logiciel CLAPAS est un outil de segmentation d'une image numérique en paysages. La classification est fondée sur la comparaison de la composition du voisinage de chaque pixel avec celle d'unités cartographiques d'apprentissage, établies sur des secteurs de référence. Cette méthode requiert donc des références terrain permettant de définir les types physiologiques de végétation recherchés, et de fixer la composition des unités d'apprentissage en proportions de formations végétales. L'unité spatiale de calcul est une fenêtre mobile carrée de taille 5\*5 pixels. L'objectif est de faire la distinction entre 3 couverts continus (arbustif, arboré et herbacé), et 4 mosaïques selon le degré de mélange des formations végétales. Le principe est illustré par la Figure 49. Le terme d'agrégation, dans cette étude, a deux dimensions : (1) une dimension thématique, en ajoutant un niveau dans la hiérarchie de la nomenclature des classes de formations végétales, (2) une dimension spatiale, par changement de la taille des unités élémentaires cartographiées (passage de 10 m à 50 m de résolution).

Types physiologiques de végétation cartographiés			
Couvert arboré continu (C1)	Couvert arboré continu Couvert arboré continu avec présence d'arbustif Couvert arboré continu avec présence d'herbacée	Couvert arboré continu avec présence d'une lisière d'arbustif Couvert arboré continu avec présence d'une lisière d'herbacée	Couvert arboré continu avec présence d'une lisière d'herbacée
Couvert arbustif continu (C2)	Couvert arbustif continu	Couvert arbustif continu avec présence d'arboré	Couvert arbustif continu avec présence d'herbacée
Couvert herbacé continu (C3)	Couvert herbacé continu	Couvert herbacé continu avec présence d'arbustif	Couvert herbacé continu avec présence d'arboré
Mosaïque de formations végétales	Mosaïque à formation arborée dominante avec présence d'arbustif (C4) Mosaïque à formation arbustive dominante avec présence d'arboré (C5)	Mosaïque à formation arbustive dominante avec présence d'herbacée (C6) Mosaïque à formation herbacée dominante avec présence d'arbustif (C7)	

Classes de formations végétales utilisées pour la cartographie des types physiologiques de végétation		
Formation arborée	Formation arbustive	Formation herbacée

Figure 49 : Définition des types physiologiques de végétation.

- Troisièmement, la cartographie du degré de colonisation des pelouses sèches par les formations arbustives : Pour cela un indicateur est proposé. Il se calcule uniquement sur les surfaces des différentes mosaïques. Le phénomène de fermeture des pelouses sèches dans ces zones se traduit par la reprise de la dynamique naturelle de la végétation, qui s'exprime par la colonisation de ces milieux par les formations arbustives (fruticées à Buis et à Genévrier commun). Aussi, nous considérons pour le calcul de l'indicateur les deux types physiologiques de végétation suivants : (1) Les formations arbustives dominantes avec présence d'herbacées (notée c6), que l'on traduit comme un faciès de pelouses en phase de colonisation avancée et (2), les formations herbacées dominantes avec présence d'arbustifs (notée c7), que l'on traduit comme un faciès de pelouses en phase initiale de colonisation. L'indicateur de colonisation des pelouses par les formations arbustives s'obtient pour une unité cartographique de référence (50 m) selon la formule :

$$\text{Indicateur global de colonisation} = \frac{\left[ A_{c6} + \frac{A_{c7}}{2} \right]}{A} * 100$$

Où  $A_{c6}$  est la surface de la classe « formations arbustives dominantes avec présence d'herbacées » dans l'unité de référence ;  $A_{c7}$  la surface de la classe « formations herbacées dominantes avec présence d'arbustifs » dans l'unité de référence ; et  $A$  la surface de l'unité cartographique de référence (50 m).

En utilisant des références terrain, les valeurs obtenues ont été seuillées pour différencier 4 classes de stade de colonisation (absence de colonisation, début de colonisation, colonisation en cours, colonisation avancée). La représentation cartographique de l'indicateur de colonisation peut être faite à la résolution de calcul (50 m) (Figure 50).

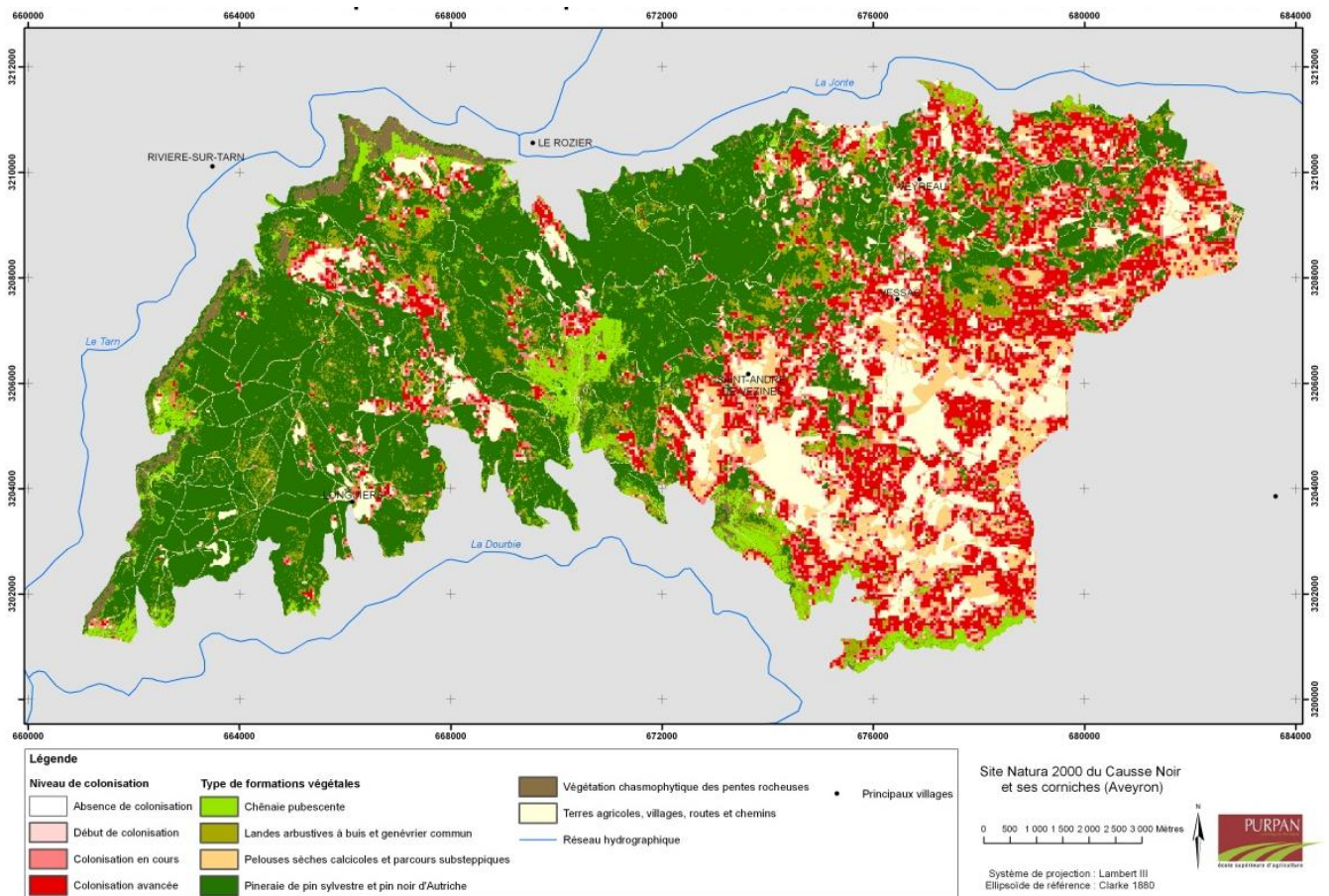


Figure 50 : Carte de colonisation des pelouses sèches par les formations arbustives à l'échelle d'une maille de 50 m.

#### 4.2.2 Indicateur cartographique pour le suivi de l'habitat du Grand Tétras

Le Grand Tétras (*Tetrao urogallus*) est une espèce de milieux forestiers d'altitude qui est en déclin sur une grande partie de l'Europe. La préservation de l'espèce repose en premier lieu sur le maintien de la qualité de son habitat [Saniga, 2003]. La stratégie de conservation doit viser à lutter contre la fragmentation de l'habitat, à la fois par le maintien de la connectivité au sein du système de métapopulation, mais aussi par une gestion active pour rétablir la connectivité entre les populations éloignées spécialement. La mise en place d'une telle stratégie nécessite de cartographier les habitats potentiellement favorables, et ceci sur un large territoire de montagne et de manière exhaustive.

Dans le cas de cette étude, le site est la Vallée du Louron, dans les Hautes Pyrénées. L'objectif des travaux qui ont été menés dans le cadre du projet SPIN (SPIN-EVG1-CT-2000-00019, FP5 EESD-« Spatial Indicators for European Nature Conservation »), a été de modéliser l'habitat du Grand Tétras à partir de données de télédétection HRS et d'outil d'analyse de paysage [Jacquin et al., 2005; Jacquin et al., 2004]. Pour caractériser les habitats favorables, les critères d'occupation du sol et d'organisation de l'espace ont été définis par avis d'expert et par une campagne de relevés terrain. Deux mosaïques de végétation (proportions de feuillus, de conifères, de pelouse et de lande) ont été identifiées, la première correspondant à l'habitat de nidification et la seconde à l'habitat hivernal du Grand Tétras.

Le modèle proposé consiste à l'analyse spatiale des facteurs physiques (composition et organisation des formations végétales) considérés comme les plus descriptifs de l'habitat (Figure 51). En première étape les formations végétales sont cartographiées à partir d'une classification d'images à haute résolution spatiale. En deuxième étape, trois critères d'organisation spatiale de l'habitat sont intégrés dans le modèle : (1) de

composition ou de mosaïque, basé sur le concept qu'un habitat correspond à un mélange d'éléments de la couverture végétale présents dans des proportions spécifiques [Burel et Baudry, 1999] (2) de taux de boisement et de continuité des formations forestières et (3) de distribution spatiale, par la prise en compte des limites altitudinales de répartition de l'espèce. Pour l'identification des mosaïques et du taux de boisement on a utilisé la méthode agrégative CLAPAS [Robbez-Masson J.M., 1994]. La carte de répartition de l'habitat obtenue a été validée à partir de données d'observation de présence de l'espèce, 95% des points de présence de l'espèce se situant dans l'habitat cartographié par le modèle.

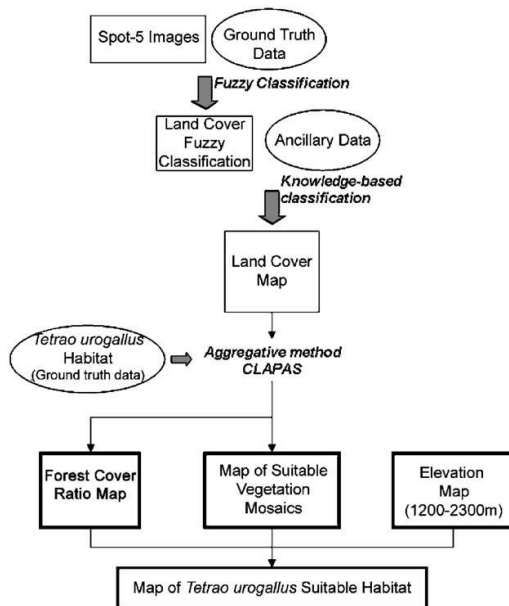


Figure 51 : Etapes de la modélisation cartographique de l'habitat de *Tetrao urogallus* [Jacquin et al., 2005].

### 4.3 Relation entre dynamique des savanes et régime des feux

Dans le paragraphe 2.3, nous avons abordé la problématique des incendies en milieux de savanes à Madagascar sur la question relative à leur détection. La suite des travaux de thèse de Anne Jacquin est consacrée à évaluer l'importance et le rôle des feux, facteur potentiel de pression, dans la dynamique de végétation [Jacquin, 2010]. Rappelons qu'à l'échelle du bassin versant rizicole étudié, les enjeux de conservation des surfaces en savanes sont directs et indirects (maintien de la ressource pastorale, protection des sols, frein aux phénomènes érosifs et d'ensablement des terres cultivées). Comme cela est expliqué dans la thèse, la dynamique de végétation des savanes se traduit par des successions de formations végétales et les évolutions observables sont classées en séries progressives (avec augmentation de la strate arbustive et arborée), régressive (avec diminution du taux de couvert herbacé au profit du sol nu), ou stables. Pour ces trois types d'évolution, les variables biophysiques à considérer sont les mêmes et peuvent être estimées par télédétection en utilisant des indices de végétation liés au taux de recouvrement par la végétation et à la quantité de biomasse active.

L'analyse de la dynamique repose sur une détection de changement, et le principe repose sur l'utilisation de la dimension temporelle des images satellitaires [Hostert P. et al., 2003; Kennedy et al., 2007]. Comme pour l'étude sur le dépérissement forestier (paragraphe 3.3), on utilise les variations intra et inter annuelles de NDVI mesurées à partir d'une série temporelle d'images MODIS (Figure 52).

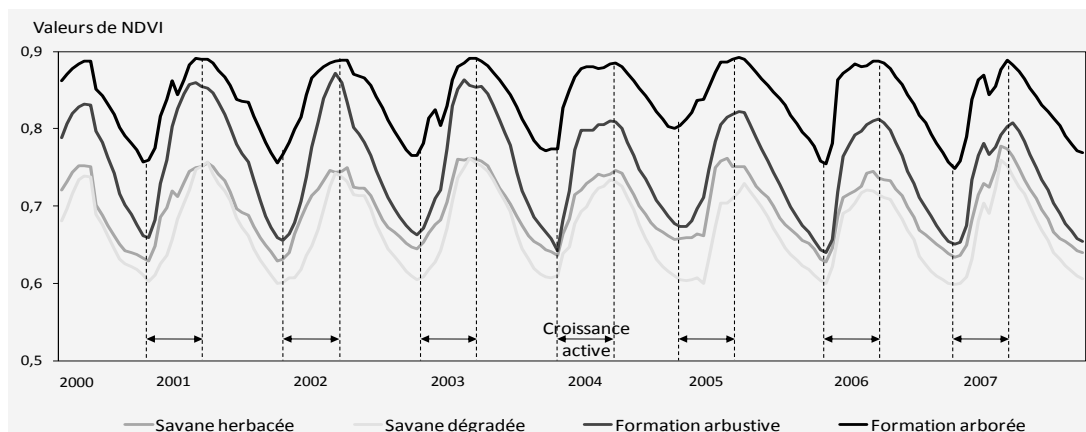


Figure 52 : Profils NDVI continus 2000-2007 des formations végétales sur le bassin versant de Marovoay

L'hypothèse était que les évolutions recherchées (régressive, progressive ou stable) se traduisent par un changement (ou pas) mesurable à partir du profil temporel du NDVI des formations végétales étudiées. Pour vérifier cela, deux méthodes de détection des changements ont été explorées sur la période 2000-2007 : (1) la première mesure une tendance d'évolution d'un indicateur phénologique d'activité végétale (*sumNDVI*, qui est la somme des NDVI mesurés entre la date de démarrage de la phase de croissance et la date à laquelle le maximum d'activité photosynthétique est atteint), (2) la deuxième mesure fait appel à la technique de décomposition des séries temporelle STL [Cleveland *et al.*, 1990] appliquée sur la série de NDVI, dont on extrait la composante tendance. Dans les deux cas, et pour chaque pixel, la valeur de pente ( $a_n$ ) de la tendance est comparée à la valeur de pente ( $a_0$ ) d'une tendance nulle en utilisant un test de Student. Les pixels sont classés de la manière suivante :

Classes de tendance	Significativité valeur de pente de la tendance (seuil à 5 %)	Signe pente de la tendance	Dynamique de végétation
Classe 1 Série régressive	Valeur significativement différente d'une pente nulle	Négatif	Evolution régressive
Classe 2 Série progressive		Positif	Evolution progressive
Classe 3 Série stable	Valeur non significativement différente d'une pente nulle	Négatif et positif	Evolution stable

Comme pour l'étude du dépérissement forestier, la validation des résultats reste une difficulté majeure. Dans ce cas, on ne peut pas se baser sur des observations terrain, ni sur des données climatiques. Une démarche d'évaluation des résultats a été réalisée en utilisant une mesure de changement faite à partir de données à haute résolution spatiale (analyse diachronique d'images SPOT-5, par comparaison post classification de 4 types de formations : sol nu, savane dégradée, savane herbacée et formation arbustive) [Hall *F.G. et al.*, 1991]. Les résultats de la comparaison ont montré que les classes de changement de l'indicateur phénologique *sumNDVI* mesurées sur la série MODIS présentent une bonne à très bonne correspondance avec la classe de changement HRS. Les résultats sont moins bons avec la méthode d'analyse des changements basée sur la tendance NDVI de STL. Il devient alors possible d'afficher une carte de dynamique de végétation des savanes issue de la méthode retenue (Figure 53).

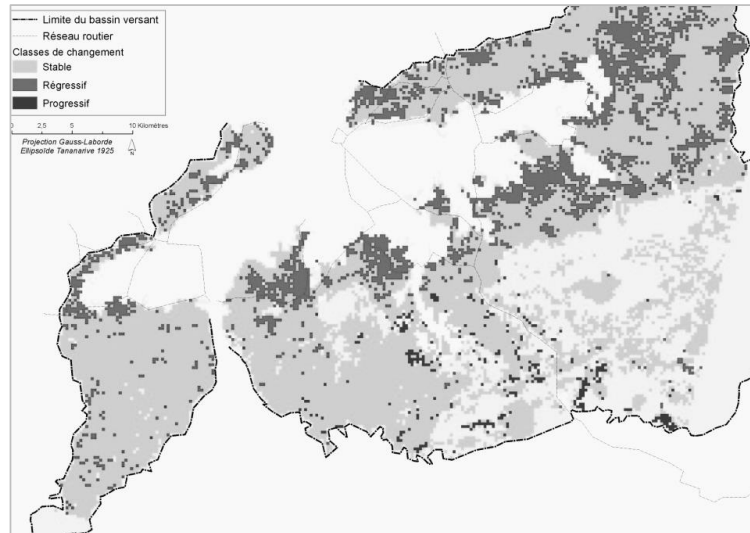


Figure 53 : Carte de la dynamique de végétation des savanes établie pour la période 2000 -2007 sur le bassin versant de Marovoay.

Pour amener des éléments de réponse sur la contribution des feux pastoraux dans la dynamique des savanes, une analyse des corrélations spatiales (modèles de régression) a été réalisée pour estimer à quel niveau et de quelle manière les variables du régime des feux (fréquence et période) expliquent la dynamique de végétation des savanes. Seules les classes régressives et stables ont été analysées. Le territoire a été découpé en 9 unités d'analyse en fonction du type de sols, de la pression humaine (densité) et du mode d'utilisation des terres. La relation « feu – dynamique de végétation » est caractérisée à travers l'analyse de modèles linéaires généralisés (GLM), établis pour chaque unité d'analyse [Jacquin et Goulard, 2013]. Les résultats ont amené à distinguer plusieurs situations :

- dans certains secteurs, le feu semble être un facteur de maintien des savanes,
- les zones où l'activité dominante est l'élevage, le feu, en particulier par la fréquence de son usage, est un facteur déterminant de dégradation de la végétation,
- dans les autres situations, des éléments sur l'effet du régime des feux sur la dynamique de végétation ressortent, cependant leur interprétation reste complexe, très certainement en raison de l'interaction de multiples facteurs anthropiques.

## 5 Bilan général

### 5.1 Avancées et limites rencontrées en géomatique

#### *Modèles indiciaires*

Les modèles indiciaires réalisés pour les risques de feux de forêt ont montré leur valeur opérationnelle pour des besoins de planification à l'échelle régionale ou départementale, et d'aménagement pour des massifs forestiers. Au moment des travaux, le couplage d'un SIG avec un outil de simulation de propagation des feux (Farsite) pour différencier l'aléa induit de l'aléa subi, en intégrant la variabilité territoriale des conditions de paysage et climatiques, a représenté une avancée technique. Aujourd'hui la complexité serait moindre, car il existe des outils sans doute mieux adaptés au traitement de grandes séries, tel que le modèle FlamMap [Finney et al., 2011]. La difficulté réside cependant toujours dans l'adaptation des modèles de combustible à attribuer aux classes de végétation pour les simulations. Pour les territoires européens, le système de classification des combustibles pris en référence est généralement adapté à la végétation des écosystèmes méditerranéens stricts. Pour d'autres conditions d'environnement, les modèles sont susceptibles de ne pas convenir.

Les systèmes d'évaluation spatiale et quantitative du risque d'incendie sont de plus en plus appliqués et les utilisateurs doivent parfois s'accommoder des niveaux d'incertitudes ou de la faible précision géographique des informations fournies par les modèles [Borchers, 2005]. Au delà de la part imprévisible de l'occurrence des feux, et en amont des modèles développés, la première source d'incertitudes est liée à la pertinence, la disponibilité et la précision géographique des informations mobilisées pour évaluer le risque [Thompson et Calkin, 2011]. C'est avant tout l'échelle d'observation qui conditionne les niveaux de précision géométriques et informationnels nécessaires. Une partie des informations repose sur la mise en forme de données préexistantes, ou dérivées de données spatialisées pré-collectées. C'est le cas par exemple des données sur les feux passés, or leur précision de localisation ne permet pas toujours leur utilisation, comme données d'entrée du modèle ou pour une validation des résultats. C'est également le cas de la description de la végétation. Les données d'inventaires sont incontournables, mais insuffisantes pour la prise en compte de la variabilité spatiale et temporelle de ses caractéristiques au regard du risque d'incendie. Dans l'étude des risques d'incendies réalisée sur la région Midi-Pyrénées, la télédétection, par l'intermédiaire du calcul d'un indice de sensibilité de la végétation, a permis d'obtenir un niveau d'information qu'aucune autre base de données n'aurait pu nous fournir à cette échelle de travail. Cette information, utilisée de manière complémentaire à la cartographie forestière déjà existante, a pu être directement intégrée dans le schéma d'évaluation de l'aléa feux de forêt.

Nous avons constaté que le recours à la télédétection, pour décrire l'état de la végétation ou pour détecter des surfaces brûlées, est d'un intérêt grandissant, et peut être considéré comme essentielle pour fournir des données d'entrée aux modèles d'évaluation des risques. Les avancées dans ce domaine sont retenues comme perspectives de travail.

Dans nos applications de modèle indiciaires, le seuillage et la validation des niveaux d'aléa ont reposé sur la connaissance des experts du phénomène et des caractéristiques physiques et humaines du territoire. L'utilisation des statistiques sur les feux n'était pas envisageable. Cela constitue une force d'un point de vue de l'acceptabilité et de l'opérationnalité des résultats pour les acteurs, mais une faiblesse d'un point de vue scientifique qui reste difficile à dépasser.

### *Méthode agrégative complémentaire à la classification*

Pour la cartographie des habitats, le recours à l'outil de classification de paysages (Clapas) s'est avéré particulièrement pertinent et complémentaire aux procédures de classifications d'images. Il a permis, d'une part, de détecter les compositions et agencement spatiaux spécifiques des milieux forestiers favorables au Grand Tétrás, et de cartographier des éléments de dynamique spatiale (degrés de fermeture des pelouses sèches). Dans les perspectives d'exploitation d'images à très haute résolution spatiale nouvellement disponibles, et pour des travaux sur des thématiques similaires, il est hautement probable qu'une approche agrégative de ce type se montre encore adaptée.

## **5.2 Avancées et limites rencontrées en télédétection**

### *Exploitation des séries temporelles MODIS*

Nos besoins d'analyse de séries temporelles d'images nous ont amené à exploiter le potentiel des images MODIS. Elles rassemblent un ensemble de critères essentiels à nos démarches : une haute fréquence d'acquisition d'information, une disponibilité des images depuis février 2000, une dimension adaptée à l'échelle régionale, les indices et bandes spectrales disponibles. Pour le suivi de l'activité photosynthétique et la détection du régime des feux le choix s'est porté sur les produits MOD13Q1 et MOD09Q1.

La résolution spatiale des images (250 m ou 500 m) s'est avérée suffisante pour la majorité des applications, mais représente maintenant une limite pour les avancées en cartographie de l'occupation des sols et d'analyse de changements. La future mise à disposition des données satellitaires Sentinel-2 permettront de concilier haute répétitivité temporelle et haute résolution spatiale, ce qui constitue un apport certain à la classification de la végétation de territoires de grande étendue. Par contre, l'absence de données d'archive rendra impossible une analyse rétrospective. De plus, pour l'évaluation du risque d'incendie, il est envisagé d'utiliser d'autres produits MODIS, tels que ceux adaptés au suivi de l'humidité de la végétation et à la température de surface.

L'utilisation des synthèses temporelles sur 16 jours ou 8 jours, constituent un bon compromis entre une mesure régulière de l'information et la possibilité d'obtenir des données de bonne qualité. Cependant, il subsiste des données manquantes ou des valeurs aberrantes, notamment en hiver et lors des périodes très nuageuses. Pour corriger ces erreurs, plusieurs approches sont possibles. Nous avons réalisés de nombreux tests, avec des méthodes différentes et en faisant varier les paramètres. Pour les derniers traitements c'est la méthode de lissage Savitzky-Golay qui a été retenue et appliquée via le logiciel TIMESAT [Jönsson et Eklundh, 2004] (Figure 54). Celle-ci calcule localement, sur le profil des valeurs d'indices, des fonctions polynomiales. Si la présence d'erreurs est importante, le profil généré peut être erroné, aussi cette méthode est peu utilisée pour des données journalières, mais plutôt pour des synthèses [Pettorelli et al., 2005]. Cette méthode a été retenue car elle utilise un lissage local, permettant de conserver les variations interannuelles de NDVI, potentiellement liées à des changements d'activité des peuplements forestiers. Cependant, quels que soient les données et la méthode de correction utilisées, il existe un niveau d'incertitude sur les résultats, généré par les erreurs des images et les effets du lissage, qui n'est pas évalué. De manière générale les périodes qui présentent les données les plus bruitées sont l'automne et l'hiver. Le printemps, qui correspond à la fois à une période de fort développement de la végétation et à une diminution des perturbations atmosphériques, présente les données qui semblent les plus fiables. C'est en partie pour cette raison que, pour les indicateurs d'activité végétale (en milieu tempéré ou méditerranéen), on évitera d'intégrer la saison hivernale dans leur calcul.



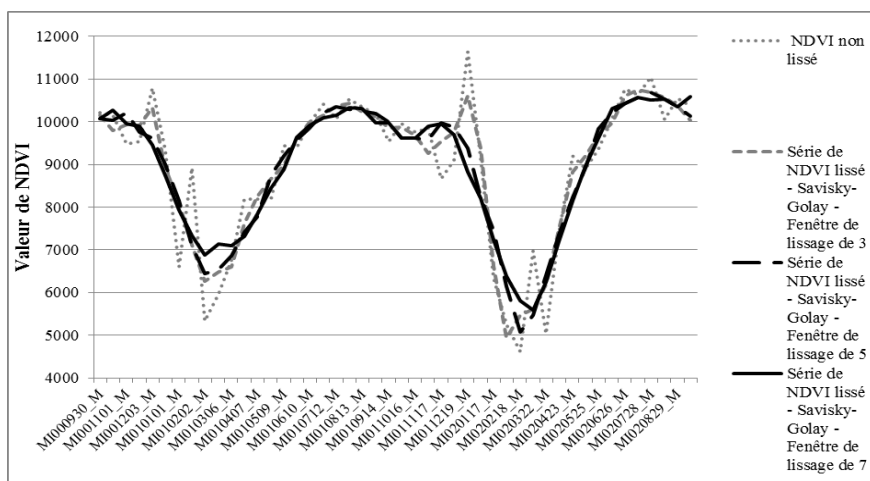


Figure 54 : Séries de NDVI non lissées et lissées (Savitsky-Golay) selon la taille de la fenêtre : 3, 5 et 7 synthèses. Extrait de la série du 30 septembre 2000 au 14 Septembre 2002 [Lambert, 2014].

### L'indice de végétation NDVI et les indicateurs proposés

Le potentiel de profils de NDVI à distinguer différents types de végétation a été établi. L'analyse des fluctuations temporelles de NDVI est liée à la phénologie de la végétation, et des différences très significatives s'observent entre les formations méditerranéennes et atlantiques. Déterminer les cycles phénologiques était nécessaire pour être en mesure de proposer des indicateurs synthétiques de l'état et de la dynamique de la végétation. Même si d'autres informations sont encore à explorer, le NDVI apporte de bons résultats, tant pour le suivi de la vitalité des forêts que pour l'estimation de l'assèchement de la végétation, et cela va dans le sens de ce qui est souvent montré dans la littérature. Pour l'étude de la dynamique de végétation des milieux de savanes à Madagascar, c'est également l'indice NDVI, par l'analyse de sa variabilité temporelle et spatiale, qui a été utilisé.

#### Les indicateurs de sensibilité de la végétation au feu

Pour les indicateurs d'assèchement de la végétation, la mise en relation avec des paramètres climatiques est la procédure qui amène des éléments de validation. Toutefois l'analyse des corrélations temporelles n'a encore apporté que peu de résultats. Un niveau d'incertitude dont il faut tenir compte est lié aux limites des méthodes d'interpolation des données météorologiques, surtout en ce qui concerne les indices climatiques dérivés des précipitations et en milieu de montagne. De meilleurs résultats sont obtenus si la corrélation est analysée à partir des valeurs extraites dans un périmètre restreint à quelques kilomètres autour des stations météorologiques. Le potentiel des indicateurs d'assèchement à caractériser l'inflammabilité de la végétation a été validé. Les observations des experts DFCI ont confirmé l'utilité des cartes d'indicateurs proposés, pour observer la variabilité interannuelle de l'état de la végétation liée aux conditions météorologiques locales, en fin de printemps avec le dSG et pendant l'été avec le RGRE<sub>annuel</sub>. De plus, la variabilité spatiale inter et intrapeuplement des indicateurs de télédétection est pertinente pour amener de la précision et de la variabilité locale à l'indice de risque opérationnel (ONF-DFCI) en région méditerranéenne. Proposés sous forme de moyenne pluriannuelle, ces indicateurs ont valeur d'information « permanente » utile pour les modèles de risque « statique ».

#### Les indicateurs de variation d'activité du couvert végétal

Pour les mesures de baisse de vitalité des peuplements résineux et de dégradation des savanes, l'indicateur retenu est l'écart d'activité végétale (sur la base d'un indicateur phénologique calculé annuellement) mesuré entre le début et la fin de la période d'observation, et non l'analyse de tendance de l'activité.

La méthode proposée pour mesurer la baisse de vitalité des peuplements forestiers limite partiellement trois types d'effets qui peuvent influencer l'information : (1) l'effet « climat-année », par le calcul du composite maximum sur 2 ou 3 années, (2) l'effet « gestion », par la constitution d'un masque de probabilité de coupe appliqué avant les analyses de validation et (3) l'effet « bruit », par le choix d'images composites sur une

période de 16 ou 8 jours, le lissage des données et la non prise en compte des données hivernales dans le calcul des indicateurs. On peut noter que la résolution spatiale des images est apparue limitante, compte tenu du caractère souvent fragmenté des peuplements forestiers et diffus du dépérissement. On a pu montrer que l'établissement de relations entre mesures de télédétection et observations directes du phénomène sur le terrain est rendu possible par l'utilisation de la méthode ARCHI. La plus grosse contrainte réside dans l'adaptation du taux d'échantillonnage des arbres diagnostiqués à la taille des pixels. Comme pour les indicateurs d'assèchement de la végétation, la mise en relation avec des paramètres climatiques amène des éléments de validation, avec les limites déjà exposées, et aussi d'interprétation du phénomène de dépérissement. Cela a permis de montrer des différences significatives entre les sapinières de l'Aude et celles des Pyrénées centrales.

Les résultats de l'étude de la relation « feu – dynamique de végétation » dans les savanes à l'échelle du bassin versant de Marovoay ont permis d'enrichir les connaissances concernant le rôle du feu dans la dynamique de végétation des savanes, et d'identifier les situations où il est un outil de gestion durable des savanes ou un facteur de dégradation de ces mêmes milieux. La capacité de localiser des zones dégradées de savanes à l'échelle de bassin versants peut aider à mieux définir les sites où sont mises en œuvre des mesures de restauration du couvert végétal, ce qui répond à une partie des besoins du programme PLAE (Programme national de Lutte Anti-Erosive) dans lequel se sont inscrits ces travaux.

### *Intérêt de la méthode de décomposition des séries temporelles*

Même si la méthode de décomposition des séries temporelles (STL) n'a pas été retenue pour le calcul des indicateurs de changement sur du long terme, l'utilisation de la détection des ruptures à l'aide de BFAST a montré un réel potentiel à fournir de l'information à caractère dynamique. Dans les trois cas d'utilisation présentés, il s'agissait de détecter des perturbations brutales caractérisées par une chute de la valeur de l'indice mesuré de manière continue dans le temps. Dans ce cas, BFAST devient un outil d'analyse rétrospective. Cela a permis d'établir un jeu de données sur le régime des feux à Maravoya entre 2000 et 2007, qui est apparu complémentaire à l'information issues des produits MODIS existants (système d'alerte FIRMS). Dans l'étude sur le dépérissement des résineux, on a pu vérifier l'impact annuel d'un événement particulier tel qu'une sécheresse extrême. Enfin, BFAST a été utile à la mise en œuvre d'une méthode de détection des coupes.



# PERSPECTIVES

---

Dans un contexte de vulnérabilité des forêts, d'aléas et d'enjeux grandissant, on est capable aujourd'hui de proposer des informations spatialisées et des indicateurs cartographiques utiles à l'évaluation et au suivi des risques. Toutefois, de nombreuses avancées techniques et méthodologiques sont encore nécessaires à leur amélioration et à leur utilisation. Pour cela, on peut identifier plusieurs voies de recherches et de développement qu'il nous paraît important d'investir à moyen terme afin de poursuivre les analyses multitemporelles pour l'évaluation des risques de dépérissement forestier et d'incendie et la cartographie des habitats.

## *Recherche de seuils*

Trois types de seuils sont considérés et pour lesquels on peut soulever l'importance de disposer de données de référence de qualité, la difficulté d'évaluer l'influence de la qualité des images de télédétection et enfin l'obligation d'avoir recours à une connaissance experte.

Un premier niveau de seuil correspond à la limite de résistance des arbres à un aléa (climat, incendie, parasitisme, sylviculture) et celui-ci peut être établi par essence et groupe d'essences dans un contexte géographique donné [Venetier, 2012]. Cette connaissance que l'on peut tirer de la littérature contribue à mieux intégrer dans les modèles d'évaluation spatiale des risques les facteurs prédisposant.

Le deuxième est le seuil de détection du phénomène observé. Dans le cas du dépérissement forestier, on cherche à identifier la valeur à partir de laquelle l'indicateur de baisse d'activité correspond de manière significative à un dépérissement forestier. Dans les travaux réalisés, le seuillage des valeurs de l'indicateur a été réalisé par test statistique avec distinction de 4 classes, et identification des situations à forte probabilité de passage en coupe [Lambert, 2014]. Toutefois, si l'on veut définir un seuil de détection de dépérissement, cela nécessite, d'une part, que l'on utilise des données de référence adaptées (observations directes des peuplements, descente d'échelle par l'utilisation d'images à très haute résolution spatiale), d'autre part, que l'on évalue le degré d'incertitude lié aux erreurs des images et de leur prétraitement. Ce dernier point est rarement évoqué dans la littérature.

Enfin, le troisième seuil considéré est celui des conditions de milieux prédisposant ou aggravant le risque. Dans le cas du dépérissement, comme pour l'aléa feu de forêt, on sait que les facteurs climatiques sont à considérer en priorité. Dans les deux cas, on a montré des corrélations significatives avec des indices météorologiques dérivés des températures. Cette notion de seuil est illustrée par la Figure 55. Le seuil de risque « fort » de dépérissement et d'incendie, exprimé en fonction de l'intensité de la sécheresse et de sa durée, est franchi de plus en plus fréquemment dans les conditions climatiques actuelles, et devrait l'être encore plus souvent à cause du changement climatique. Dans un premier temps, ce sont les conditions critiques « actuelles » qu'il est possible de déterminer et de spatialiser. Dans le cas du dépérissement, et pour une essence donnée, un seuil géographique de conditions climatiques limitantes pourrait être établi en analysant les correspondances spatiales entre les indices de baisse de vitalité mesurés par télédétection (vulnérabilité) et les données spatialisées de contraintes hydriques climatiques (aléa). Ce travail pourrait déjà être réalisé avec les données sur la sapinière des Pyrénées du Pays de Sault. Pour les aléas feux de forêt, un travail est en cours avec le LERFoB sur l'analyse des relations spatiales entre les indices de sensibilité de la végétation au feu et les indices météorologiques spatialisés (cf paragraphe 3.3.4).

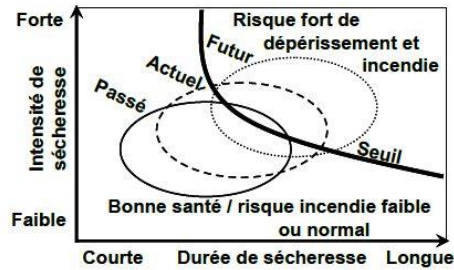


Figure 55: Représentation schématique du seuil de risque 'fort' de dépérissement forestier et d'incendie en fonction de l'évolution de la durée et de l'intensité des épisodes de sécheresses [Vennetier, 2012], d'après [Allen et al., 2010].

*Quel apport des nouvelles données disponibles pour l'analyse des couverts forestiers?*

La majorité des travaux réalisés reposent sur l'exploitation de deux produits MODIS : MOD13Q1 et MOD09Q1 adaptés à la caractérisation de la couverture végétale à une échelle régionale et à des analyses de la phénologie de surface. Cependant, l'arrivée des images Sentinel-2 offre l'opportunité d'améliorer la résolution géographique dans nos approches d'analyses multitemporelles. Avec 13 bandes spectrales qui couvrent le visible (443 nm) jusqu'au moyen Infrarouge (2190 nm), elles combinent à la fois une haute résolution spatiale (de 10 m, dans le visible et le PIR, à 60 m dans le MIR), une haute répétitivité temporelle (revisite tous les 3 à 5 jours) et une grande dimension des images (290 km) adaptée à une échelle régionale. A ces caractéristiques, s'ajoute la gratuité des images qui est un atout majeur car les avancées méthodologiques envisagées se poursuivent dans un cadre applicatif avec des perspectives de produits opérationnels. Par contre, l'absence de données d'archive rendra impossible les analyses rétrospectives. De plus, pour l'évaluation du risque d'incendie, il est envisagé d'exploiter des bandes spectrales adaptées au suivi de l'humidité de la végétation combinées à l'estimation de la température de surface. La poursuite de l'utilisation de données MODIS s'avère donc indispensable, en expérimentant en particulier le produit MOD11A2 pour Ts.

Une autre perspective pour améliorer la description des formations forestières est d'analyser la combinaison possible des informations issues des données du domaine optique à celle issues des données Radar. La Biomasse est un élément descriptif de l'hétérogénéité des habitats forestiers et une caractéristique essentielle en tant que facteur de risque d'incendie. Pouvoir l'intégrer dans les indicateurs d'état du couvert végétal est une perspective intéressante. Cette investigation sera rendue possible dans le cadre d'une collaboration avec le CESBIO (Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère) et l'équipe en charge de travailler sur cette thématique. Cependant, si le potentiel du radar à synthèse d'ouverture (SAR) pour l'estimation de la biomasse forestière est connu depuis de nombreuses années [Le Toan et al., 1992], les applications forestières dans les zones tempérées / montagnardes sont rares. L'inversion des images radar en biomasse se fait typiquement à partir du coefficient de rétrodiffusion en polarisation croisée (HV ou VH), lequel croît avec la biomasse jusqu'à atteindre un plateau (saturation). Plus la longueur d'onde est grande, et plus la saturation intervient à des valeurs de biomasse élevées, mais elle reste cependant bien en dessous des valeurs maximales trouvées au niveau de ces forêts. L'objectif du CESBIO est d'améliorer la gamme de biomasse détectable au-delà du seuil de saturation habituel, en exploitant de grandes séries temporelles d'images en bande C, issues par exemple de Sentinel-1 [Santoro et al., 2011], ou en dégradant la résolution de données en bande L sur des images des instruments PALSAR [Mermoz et al., 2015].

En complémentarité de ces éléments, tester d'autres variables biophysiques fait partie des objectifs. Comme cela se fait déjà dans le cadre de travaux au sein de l'équipe sur la production de biomasse fourragère de prairies, on envisage d'utiliser l'outil Overland (développé par AIRBUS DS GEO) et sa capacité à produire différents paramètres biophysiques de végétation à partir d'inversion de modèles de transfert radiatif : « Fraction de végétation brune », fAPAR, « fCover-végétation verte » [Baret et al., 2007].

*Un terrain d'étude à échelle régionale et à enjeux multiples*

La tendance à l'augmentation des températures sur le massif des Pyrénées (Figure 56) est confirmée par les travaux récents réalisés par les trois services météorologiques nationaux (français, espagnols et andorrans),

dans le cadre du programme OPCC-POCTEFA. Sur la période d'observation, l'augmentation est de l'ordre de  $+0.2^{\circ}\text{C}/\text{décennie}$ . Les anomalies de températures sur la dernière décennie (2000-2010), sont particulièrement marquées sur la partie orientale des reliefs pyrénéens.

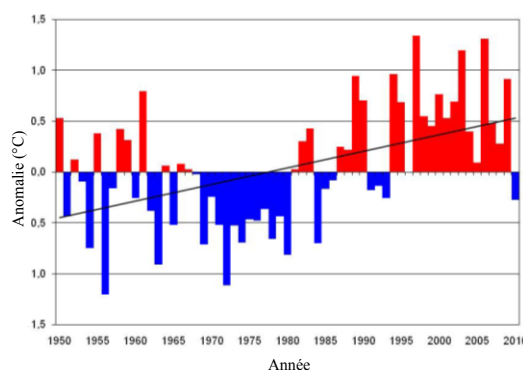


Figure 56 : Anomalies de la température moyenne annuelle de l'ensemble des Pyrénées (1950-2010) (OPCC 2013 - <http://www.opcc-ctp.org/>).

L'Observatoire Pyrénéen des Changements Climatiques (OPCC) met en avant tous les enjeux liés à la vulnérabilité des milieux naturels. Des collaborations entre différents acteurs transfrontaliers (France, Andorre, Espagne) sont maintenant établies pour détecter les manifestations du changement climatique et étudier les impacts sur les systèmes écologiques, hydrologiques et sociétaux. Nos travaux d'analyse du risque de dépérissement, ainsi que les recherches méthodologiques en cartographie du couvert forestier ont été réalisés sur les Pyrénées, et en partie dans le cadre de l'OPCC. Le risque d'incendie sur ce territoire est également considéré comme accru du fait de l'accentuation des conditions de sécheresse. A ce titre, son évaluation fait l'objet d'une réponse à projet (fin 2015) INTERREG V-A Espagne-France-Andorre POCTEFA 2014-2020 sur la Prévention du risque d'incendie forestier dans les Pyrénées.

J'envisage de poursuivre les travaux de recherche sur ces thématiques, à cette échelle de territoire et sur une diversité de sites méditerranéens, atlantiques et montagnards distribués sur la chaîne des Pyrénées. L'investissement commun à toutes les thématiques est la poursuite des avancées méthodologiques en description des formations végétales. Le renforcement du partenariat se fait auprès des organismes suivants : CESBIO, LERFoB, Météo-France, Forespir, CEFE, SPIF (Service de la Prévention des Incendies de Forêt de Catalogne).

## 1 Aléa feux de forêt en zone de montagne

L'analyse du risque d'incendie à l'échelle des Pyrénées nécessite que l'on adapte les méthodes d'évaluation spatiale des facteurs de risque à des milieux qui ne sont habituellement pas considérés comme sensibles aux feux, en particulier pour le versant nord de la chaîne. Les modèles et références actuels concernent surtout les milieux méditerranéens et le nord des Etats-Unis. Certaines espèces forestières indigènes ou exotiques, peuvent être concernées par les feux mais sont peu décrites pour leur sensibilité ; c'est le cas du Pin sylvestre, du Sapin, de l'Épicéa et du Douglas qui peuvent même brûler s'ils ne sont pas dépérissant. Les landes font partie des formations végétales de montagne régulièrement concernées par les incendies. Par contre, les espèces de la forêt tempérée « atlantique », Hêtre, Chênes sessile et pédonculé, sont peu fréquemment parcourues par le feu. Sur le versant espagnol et dans la partie orientale des Pyrénées, les conditions méditerranéennes mieux connues dominent. La représentation globale du risque à l'échelle des Pyrénées implique d'être capable d'estimer en tout point la sensibilité de la végétation aux feux, quelles que soient sa nature et les conditions biogéographiques. Les deux caractéristiques, pour lesquelles l'apport de la télédétection est attendu, sont l'inflammabilité et la combustibilité de la végétation naturelle, avec pour objectif de les intégrer dans des modèles cartographique et indiciaire d'évaluation du risque. L'influence du

changement climatique à court et moyen terme est moins pressentie sur la migration des aires de distribution des essences que sur les changements de l'alimentation hydrique. Or l'état hydrique de la végétation et la sensibilité au feu sont étroitement liés. A cela s'ajoute le dépérissement consécutif aux sécheresses comme facteur aggravant le risque d'incendie. Les feux d'hiver sont caractéristiques des zones de montagne où la pratique de l'écobuage est traditionnelle. En février-avril, les incendies se développent à partir de la végétation morte et sèche de l'année précédente. Ils se produisent même si le sol est gelé ou saturé en eau [Rapport de mission interministérielle, 2010]. Les espaces en déprise agricole sont colonisés par les espèces arbustives à forte biomasse et sans discontinuité verticale de strate, qui se succèdent et dépérissent par fermeture des milieux, ce qui en fait des milieux plus sensibles aux feux.

## 1.1 Caractérisation du régime des feux

La constitution d'une base homogène sur l'historique des feux est une étape importante et nécessite un travail collaboratif entre les différentes régions. Cette information doit être adaptée et mobilisable, de manière combinée avec des données climatiques et de territoire pour répondre aux questions suivantes :

- Quel est le niveau de variabilité spatiale et temporelle du régime des feux ? Quelle est la probabilité historique d'incendie ? Ces questions peuvent être traitées par une approche de modélisation spatiale intégrant les variables à expliquer : fréquence et intensité des feux, et les variables explicatives sur les causalités, les facteurs du milieu physique et humains. Au préalable, les techniques de spatialisation des données à appliquer doivent être étudiées [De la Riva et al., 2004]. On sait que pour deux régions (Aragon et reliefs pyrénéens atlantiques), la foudre contribue de manière non négligeable aux départs de feux (38% en Aragon [Colin, 2001]). On prendra en compte les facteurs explicatifs potentiels de la foudre qui ont été identifiés comme les plus significatifs par des études antérieures et utilisés dans les modèles prévisionnels comme ceux du Canada [Pacheco et al., 2009; Wotton et al., 2010]. Les variables considérées et intégrées dans le modèle sont relatives aux conditions climatiques, aux écorégions et aux types de combustible.

- Quelle est la contribution locale des changements dans la gestion de l'espace ? Il s'agit d'évaluer la contribution de la déprise agricole, l'extension des landes et des forêts. Pour cela on doit (1) rechercher des éléments statistiques qui traduisent l'évolution socio-économique locale, les pratiques et les réglementations en matière d'écobuage, (2) évaluer la possibilité de mesurer le changement d'occupation du sol sur la base de thèmes simplifiés (agricole-forêt-lisière-landes-pelouses) à partir d'images à haute résolution spatiale (Landsat, Deimos, Sentinel-2).

- Quelle est la contribution des conditions climatiques? Pour cela on prévoit une mise en correspondance spatiale et multiannuelle de la fréquence des feux avec différents indices de conditions météorologiques. Ce travail repose sur une contribution de Météo-France (Toulouse et Bordeaux) qui envisage d'adapter aux conditions de montagne et aux types de combustibles des indices tels que l'IFM (Indice Forêt Météo) et l'indice de risque FPI (Fire Potential Index), préconisés pour décrire le danger météorologique feux de forêt en saison estivale, ainsi que l'indice de « Niveau d'Écllosion et de Propagation », pour décrire le danger météorologique hivernal et printanier. En plus des paramètres météorologiques, le FPI intègre dans son calcul une mesure de l'état de végétation faite à partir des images Modis. Il sera tenu compte des travaux de [Huesca et al., 2014; Huesca et al., 2009] pour le choix de l'indice de végétation et des séries d'images.

- Quel indice de télédétection est le mieux adapté à la détection des surfaces brûlées ? On peut supposer que les données relatives aux surfaces brûlées seront difficiles à obtenir. Dans ce cas, le recours à la télédétection peut se révéler utile. Cette problématique fait suite au travail d'Anne Jacquin [Garcia et al., 2014; Jacquin et al., 2011a]. Compte tenu que les feux sont majoritairement de petite surface, les données images devront être à haute résolution spatiale. Plusieurs indices spectraux peuvent être testés pour caractériser les surfaces brûlées sur des images Landsat, Deimos ou Sentinel-2, avec une méthode de détection (utilisation de BFAST) et un seuillage adaptée aux séries temporelles.

## 1.2 Modèle d'évaluation des conditions favorables aux incendies

Le modèle d'évaluation des conditions propices aux incendies que l'on propose de travailler intègre des variables relatives à l'inflammabilité, la combustibilité de la végétation et des facteurs de départ de feux (Figure 57). On considère également que le risque de dépérissement forestier est un facteur aggravant. Les éléments obtenus sur cette thématique seront intégrés à la démarche d'évaluation des risques d'incendies et d'identification des zones sensibles.

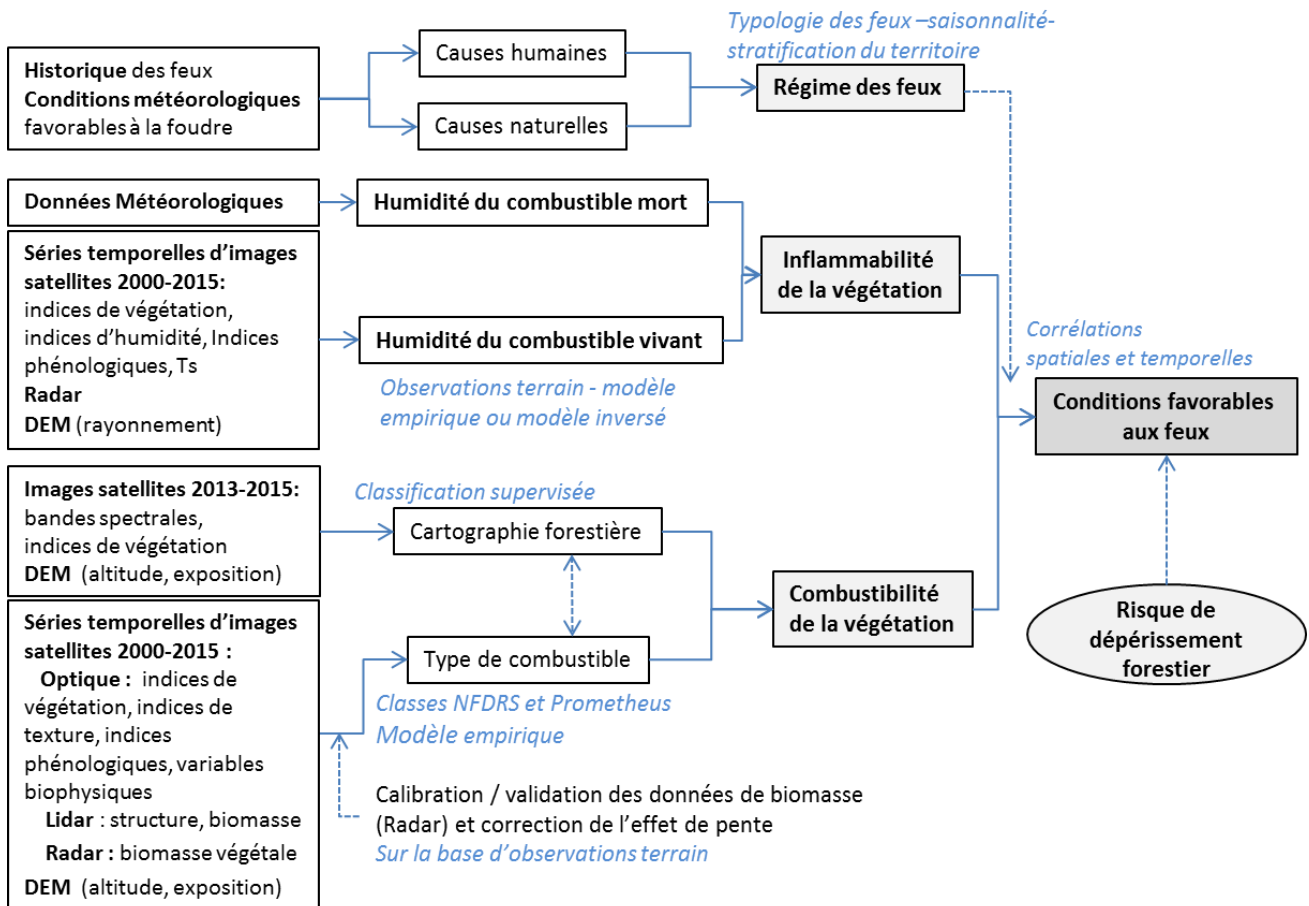


Figure 57 : Evaluation des conditions favorables aux incendies de forêt sur la chaîne des Pyrénées. Schéma des actions proposées dans le cadre du projet déposé (INTERREG V-A Espagne-France-Andorre POCTEFA 2014-2020 sur la Prévention du risque d'incendie forestier dans les Pyrénées) en collaboration avec la GENCAT-SPIF, Météo-France, le CESBIO, le CENMA et l'ONF.

### Humidité des combustibles - inflammabilité

L'objectif est d'analyser, pour les types de végétation de milieu de montagne, les indices les plus adaptés à l'estimation de l'inflammabilité et de la combustibilité, de les valider à partir de données météorologiques, des mesures terrain et de les croiser avec la fréquence des feux.

Les indices seront établis en tenant compte de la distribution spatiale des groupes phénologiques [Chéret et Denux, 2011] et/ou des régions bioclimatiques que l'on peut distinguer sur la chaîne des Pyrénées.

Le teneur en eau du combustible (nommée FMC) est une caractéristique déterminante pour tout départ de feux et sa propagation et certainement une des plus difficile à estimer. Cette composante « végétation » est donc essentielle à l'évaluation du risque. Dans une démarche de modélisation du risque « statique » on cherche à estimer les conditions d'humidité à des phases 'clé' du cycle saisonnier, correspondant aux périodes à risque maximal (celles pour lesquelles l'occurrence de départ de feu est la plus élevée) et non à produire des mesures quotidiennes.



Une distinction est généralement faite entre la FMC des combustibles morts ( $FMC_{mort}$ ) et celle des combustibles vivants ( $FMC_{vivant}$ ).

#### Estimation de la $FMC_{mort}$

Les combustibles morts sont constitués des matériaux végétaux se trouvant au sol (feuilles, branches et débris) et sont les plus secs et les plus enclins à s'enflammer. Dans la littérature, il est fait référence à une bonne précision de prédiction de la  $FMC_{mort}$  à partir d'indices météorologiques, car les variations d'humidité du combustible mort suivent celles des conditions atmosphériques. Nous proposons de travailler à partir d'un indice identifié comme étant le plus déterminant dans le risque de départ de feu, qui estime l'humidité contenue dans la petite fraction de combustible mort ( $Fm10hr$ , *Ten-Hour Time Lag Fuels*) [Chuvienco et al., 2014; Sebastián-López et al., 2002]. L'indice  $Fm10hr$  intervient dans le calcul du FPI ; les données nécessaires à son calcul sont des variables climatiques journalières de température, d'humidité relative et de précipitations. Pour établir un plan spatialement continu, les données météorologiques issues des stations d'observation devront être spatialisées. On pourra tenir compte des avancées en cours dans le cadre du projet PREFER [Laneve et al., 2014] sur l'adaptation de cet indice. Il peut être corrigé par le rayonnement et pondéré par un code d'humidité d'extinction de la végétation (ExtM) attribué à chaque type de combustible. Celui-ci est normalement donné par une classification de référence [Sebastián-López et al., 2002], mais risque de ne pas être adapté aux types de végétation « atlantique ». De manière générale, un travail est à réaliser, avec l'aide des experts dans ce domaine, pour ajuster les caractéristiques des types de combustible que l'on va distinguer en milieu de montagne, en se référant aux systèmes de classification existants [Arroyo et al., 2008]. En étape finale, il convient de définir un indice synthétique (maximal ou moyen) pour caractériser la variabilité spatiale de l'état du combustible pour une saison donnée et calculable annuellement.

#### Estimation de la $FMC_{vivant}$ et calcul d'indicateurs phénologiques d'assèchement

L'humidité du combustible vivant est principalement liée à l'humidité du sol et à la physiologie de la plante (système racinaire, résistance stomacale, transpiration...). Contrairement à la  $FMC_{mort}$ , l'estimation de la  $FMC_{vivant}$  ne peut pas se faire à partir de données météorologiques car les formations végétales n'ont pas toutes les mêmes mécanismes de réponse et d'adaptation à la sécheresse et peuvent utiliser les réserves d'eau stockées dans le sol. Les mêmes conditions météorologiques peuvent affecter différentes espèces d'une manière très variable. Les approches les plus pertinentes pour estimer la  $FMC_{vivant}$  utilisent la télédétection. Les données de télédétection sont directement dérivées des conditions de végétation (réflectance ou température) alors que les indices météorologiques mesurent la FMC indirectement, en analysant l'influence des conditions climatiques sur l'état hydrique des végétaux. De nombreux travaux ont montré de bonnes relations entre l'humidité des combustibles et des indices spectraux [Yebra et al., 2013]. La plupart des méthodes d'estimation reposent sur le potentiel des séries temporelles d'images (MODIS et AVHRR). On propose d'exploiter de manière combinée plusieurs sources de données en télédétection, en tenant compte des variables les plus couramment utilisées. On sait que l'eau au niveau du végétal a un effet direct sur les réflectances spectrales dans les bandes NIR et le SWIR (Figure 58).

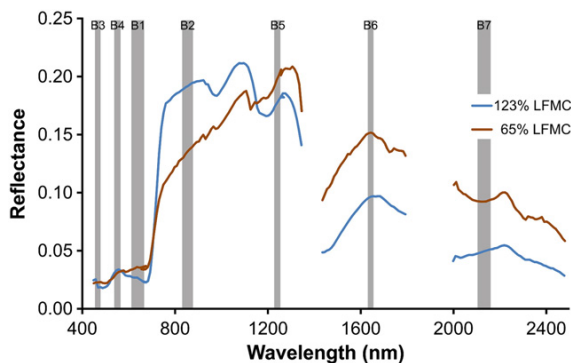


Figure 58 : Réflectance d'une formation végétale et valeur de  $FMC_{vivant}$  (LFMC) ; en gris, les 7 premières bandes spectrales de MODIS [Yebra et al., 2013].

Les méthodes en télédétection qui utilisent les propriétés d'absorption des plantes dans ces longueurs d'onde sont donc considérées comme des techniques d'estimation directe de la  $FMC_{vivant}$ . Soumises à un stress hydrique, de nombreuses plantes réduisent l'activité chlorophyllienne (baisse de concentration en pigment, réaction adaptative du végétal). Les variations saisonnières de FMC sont alors davantage reliées à la baisse d'activité végétale, et aussi à la quantité produite de matière sèche, qu'aux variations de teneur en eau. Cela a une répercussion sur l'absorption dans les bandes du rouge et du proche infrarouge [Paltridge et Barber, 1988]. De bonnes corrélations ont en effet été obtenues entre le NDVI et la  $FMC_{vivant}$ , avec de meilleurs résultats pour les formations de pelouses et de garrigues. Comme la température augmente au niveau du couvert végétal à la suite de la réduction de l'évapotranspiration, l'indice le plus robuste est le NDVI pondéré par la température de surface  $T_s$ , [Chuvienco et al., 2003a; Leblon et al., 2007] [Aguado et al., 2003; Akther et Hassan, 2011; García et al., 2008]. Les bandes dans le moyen infrarouge sont sensibles à la teneur en eau des plantes. Combinées avec le proche infrarouge, elles peuvent présenter un meilleur potentiel pour suivre les fluctuations de  $FMC_{vivant}$  des formations à forte quantité de biomasse forestière [Caccamo et al., 2012; Ceccato et al., 2002a; Ceccato et al., 2002b; Maki et al., 2004]. Nous avons effectivement constaté que l'indicateur  $RGRE_{annuel}$  qui est une mesure relative de NDVI, présente peu de variabilité spatiale et temporelle et de faibles relations avec les indices climatiques de sécheresse pour les formations du groupe phénologique de montagne, comparativement au groupe phénologique des formations méditerranéennes.

Des données de référence terrain sur l'humidité de la végétation sont nécessaires. Une campagne de mesures est envisagée à partir d'une dizaine de stations positionnées selon un transect Catalogne-Andorre-Ariège.

Pour adapter les indices d'estimation du niveau d'assèchement aux types de végétation considérés, deux étapes sont envisagées.

- La première étape consiste à l'analyse de la sensibilité des indices de télédétection par essence ou groupe d'essences, en étudiant leur relation avec des indices climatiques traduisant la disponibilité en eau. Des premières analyses d'indicateurs phénologiques dérivés de séries de NDVI-MODIS (SG et  $RGRE_{annuel}$ ) et par groupe phénologique, ont déjà montré des relations fortes avec deux indices climatiques (Somme de températures et Déficit d'évapotranspiration) en intégrant dans le modèle multivarié la contribution des peuplements forestiers et de la géologie. De nouveaux indicateurs phénologiques, pour rendre compte de la situation en février-mars par exemple seront testés. L'analyse des corrélations sera élargie à un ensemble d'indices en les utilisant dans le calcul des indicateurs phénologiques, afin d'évaluer leur potentiel à traduire l'état d'assèchement pour chacun des différents types de végétation considérés. Les indices identifiés sont principalement :

- des indices d'activité végétale : NDVI, EVI, VARI,
- des indices d'humidité du végétal : NDII, NDWI,
- la température de surface  $T_s$ .

Au final, on retiendra les indices d'activité ou d'humidité, combinés ou non à  $T_s$ , qui expriment la meilleure capacité à mesurer l'assèchement de la végétation pour une saison.

- La deuxième étape est l'établissement d'un modèle spatial d'évaluation de la  $FMC_{vivant}$  à des dates « clé », à partir des indices sélectionnés et en tenant compte des variables d'environnement qui restent à définir.

Deux méthodes de modélisation sont possibles :

- soit selon une méthode empirique en appliquant une analyse de régression multivariée, en intégrant des données d'environnement ;
- soit par l'utilisation d'un modèle de transfert radiatif tel que Prospect, sur la base des avancées et des résultats déjà obtenus dans ce domaine pour la végétation méditerranéenne [Jurdao et al., 2012; Jurdao et al., 2013; Yebra et Chuvienco, 2009], en complétant la calibration pour des types de végétation forestière atlantique et montagnarde représentatives du massif.

Les modalités retenues pour l'estimation du niveau d'assèchement seront utilisées pour le calcul d'indicateurs synthétiques, exprimant le niveau d'assèchement maximal (ou moyen), saisonnier et annuel [Chéret et Denux,

2011; Newnham et al., 2011] tels que le  $RGRE_{annuel}$  et le  $SG_{normalisé}$  ( $SG - SG_{min} / SG_{max} - SG_{min}$ , avec le min et max observés sur la série temporelle MODIS).

### **Cartographie de l'inflammabilité**

Un travail sur la combinaison des deux plans liés à la FMC, après normalisation des valeurs, devrait aboutir à l'élaboration d'une carte d'inflammabilité (Figure 57). On analysera sur la période d'étude la variabilité interannuelle et spatiale des résultats. La mise en correspondance avec des données climatiques permettra une évaluation critique du mode d'estimation de l'inflammabilité.

### *Combustibilité de la végétation*

La combustibilité est le facteur « végétation » pris en compte pour estimer l'intensité de la propagation des feux. L'établissement d'une carte de combustibilité devrait suivre les trois étapes suivantes.

#### **Cartographie des types de combustibles**

Cette étape repose sur l'avancée méthodologique en matière de classification d'images et d'expérience acquise dans la cartographie forestière des Pyrénées (thèse d'Emmanuelle Cano). L'étape suivante est la production d'une carte à haute résolution spatiale avec une nomenclature aussi détaillée que possible [Francesetti et al., 2006; Riano et al., 2002]. Un travail d'optimisation des procédures de classification sera appliqué à des images de type : Landsat, Deimos ou Sentinel-2, en prenant pour référence et validation les points de relevés statistiques de l'IGN-IFN et de l'inventaire forestier espagnol.

A chaque formation forestière identifiée sera attribuée une classe de combustible selon une nomenclature de référence telles que NFDRS ou Prometheus, et sur avis d'expert [Arroyo et al., 2008; Keane, 2013; Lasaponara et Lanorte, 2007].

#### **Estimation de la variabilité intra peuplement liée à la biomasse**

Décrire de manière détaillée les surfaces combustibles est très complexe. A la cartographie des classes de combustibles, on cherchera à apporter de la variabilité intra peuplement par des estimations de biomasse et de description de la structure des formations végétales [Fernandes, 2009]. L'aspect innovant de ce travail repose sur l'analyse des combinaisons possibles et du niveau de complémentarité de différentes sources de données de télédétection : optique (spectrales, texture, variables biophysiques...), Radar (biomasse) et Lidar (biomasse et structure) [García et al., 2011; Hudak et al., 2006; Hyde et al., 2006; Maselli et al., 2014]. Ce travail de recherche sous-entend un travail collaboratif avec (1) le Service de Prévention des Incendies de Forêt de la Catalogne, qui a pour projet d'exploiter la couverture Lidar acquise sur l'Espagne et (2) le CESBIO qui travaille à l'adaptation de leur méthode d'estimation de biomasse en zone de montagne à partir d'images Sentinel-1, tel que mentionné en début de partie [Mermoz et al., 2014]. Une campagne de mesures sur le terrain, ainsi que l'exploitation de données forestières existantes, sont envisagées [Keane et al., 2013].

#### **Organisation spatiale du couvert végétal et identification des continuum combustibles**

La connectivité des formations est un élément important dans la propagation des feux. Un des points supplémentaire à l'identification des zones combustibles est de caractériser leur organisation spatiale. L'idée est de voir comment à partir d'outils d'analyse de paysage et de connectivité on arrive à identifier des continuum combustibles (forêt-landes-pelouses) et à évaluer leur dynamique spatiale (extension, degrés de fermeture...). L'approche complémentaire à celle-ci est la simulation de propagation d'incendie dans les zones identifiées comme les plus sensibles et à enjeux forts.

### *Combinaison et Interprétation des variables d'état de la végétation - cartographie des conditions favorables aux incendies*

#### **Modélisation**

Cette étape est basée sur l'analyse des relations spatiales et temporelles entre les différentes variables d'état de la végétation (inflammabilité et combustibilité) et les statistiques des feux passés.

L'objectif est d'établir un plan des conditions favorables aux incendies en tenant compte de la variabilité régionale. Un modèle combinant les différentes variables déterminantes pour le départ et la propagation des feux : inflammabilité et combustibilité de la végétation, paramètres topographiques (pente, altitude), et en prenant en référence les feux passés, sera établi. La méthode appliquée est une modélisation spatiale par régression logistique pondérée géographiquement, en prenant en compte soit uniquement les points correspondant aux départs de feu, soit tous les points sur lesquels on a une information sur les variables déterminantes.

La carte des conditions favorables aux incendies doit être validée à partir d'un jeu de feux passés. L'étape finale est de rechercher une méthode pour traduire les résultats en valeurs de probabilité de départ de feux et seuil ces valeurs, avec l'aide des experts [Chuvieco *et al.*, 2004a].

### **Analyse des tendances évolutives**

Dans le contexte avéré d'augmentation des températures et de succession d'épisodes de sécheresse, et compte tenu que nous aurons des données sur une période relativement longue et récente (16 dernières années), nous proposons de comparer les tendances évolutives ou les corrélations temporelles des trois types de variables : la FMC, la fréquence des feux et les conditions météorologiques telles que les anomalies de températures ou les indices de sécheresse. Pour comparer ces tendances évolutives, on pourra appliquer soit un modèle de corrélation spatiale simple, soit un modèle ajusté pour les différentes années par régression spatiale, complété par un modèle de corégionalisation linéaire. L'analyse permettrait de révéler des composantes structurées spatialement, à interpréter thématiquement, qui seraient impliquées de façon différentielle suivant les années.

Ces deux étapes de travail ne peuvent se faire sans la compétence en statistiques et analyse spatiale des collègues de Dynafor.

## **2 Vulnérabilité des forêts – dépérissement**

### **2.1 Analyse des baisses de vitalité à l'échelle des Pyrénées**

Centrés sur la sapinière, les travaux de thèse de Jonas Lambert [Lambert, 2014] ont permis de valider une méthode de mesure des variations d'activité végétale pour identifier des baisses de vitalité des peuplements. L'objectif est maintenant, à partir de cette méthode de détection de changement, d'étendre les observations à divers peuplements de la chaîne des Pyrénées, d'une part, pour vérifier la robustesse de la démarche en ajustant les indicateurs aux essences considérées, d'autre part, pour évaluer la contribution des anomalies climatiques aux perturbations observées. Ce dernier point est particulièrement important dans un contexte d'interrogation sur l'impact du changement climatique sur l'état des forêts. Dans la littérature, des travaux récents mettent en application, ou comparent, des méthodes de mesure de tendance de NDVI pour détecter des dégradations de couvert végétal en lien avec des anomalies climatiques [Eckert *et al.*, 2015; Fang *et al.*, 2014; Forkel *et al.*, 2013]. Ces éléments confirment l'intérêt d'utiliser des séries MODIS dans notre démarche et d'appliquer une mesure d'écart d'indices phénologiques, plutôt qu'une mesure de tendance de NDVI (compte tenu du nombre d'années d'images disponibles et du type de phénomène à observer).

Une cartographie des baisses d'activité à l'échelle du massif Pyrénéen, sur une série de NDVI-MODIS mise à jour, devrait permettre de localiser des zones de vulnérabilité potentielle avec une description des situations particulières en fonction des zones biogéographiques et des essences. Ce bilan cartographique doit être accompagné d'une synthèse des travaux et témoignages des phénomènes de dépérissement forestiers actuels et passés. A la suite de cela des efforts doivent être orientés sur l'adaptation des indicateurs phénologiques que l'on intègre dans les mesures de baisse de vitalité. Tester d'autres indices de végétation peut s'avérer nécessaire. Une voie complémentaire à étudier est la stratification du territoire à partir d'une cartographie des groupes phénologiques déjà identifiés. De même, il convient de finaliser une méthode de « filtrage » pour

éliminer les situations correspondant à des changements d'occupation du sol (coupe, incendie..). Plusieurs questions de recherche sont également soulevées :

- Comment améliorer la résolution spatiale des résultats cartographiques pour faciliter la mise en place de procédures de validation et d'interprétation ? Une voie identifiée est l'analyse de la combinaison possible avec des séries d'images Sentinel-2.

- Quelles méthodes de validation ? Peut-on suivre l'évolution de l'état de santé (vitalité) des peuplements forestiers dans le temps ? Dans les travaux précédents, il a été montré la pertinence d'utiliser de manière combinée la méthode de diagnostic ARCHI et l'historique des interventions sylvicoles liées au dépérissement. D'autres sources d'information sont également à considérer. On a déjà observé une certaine correspondance dans la distribution spatiale du niveau de défoliation observé à partir des relevés du Réseau européen de suivi des écosystèmes forestiers et le niveau de baisse d'activité végétale mesurée par télédétection (en Languedoc-Roussillon, en Catalogne et en Navarre) (Figure 59). Si les relations s'avèrent robustes, on pourra analyser les possibilités de passer d'une information ponctuelle sur une placette de relevé, à une extrapolation des résultats à l'échelle de peuplements, voir à l'ensemble de la chaîne pyrénéenne. De même, l'exploitation des données des placettes géoréférencées de l'IGN-IFN, sur l'état des peuplements en lien avec des manifestations de dépérissement, offrent des perspectives intéressantes.

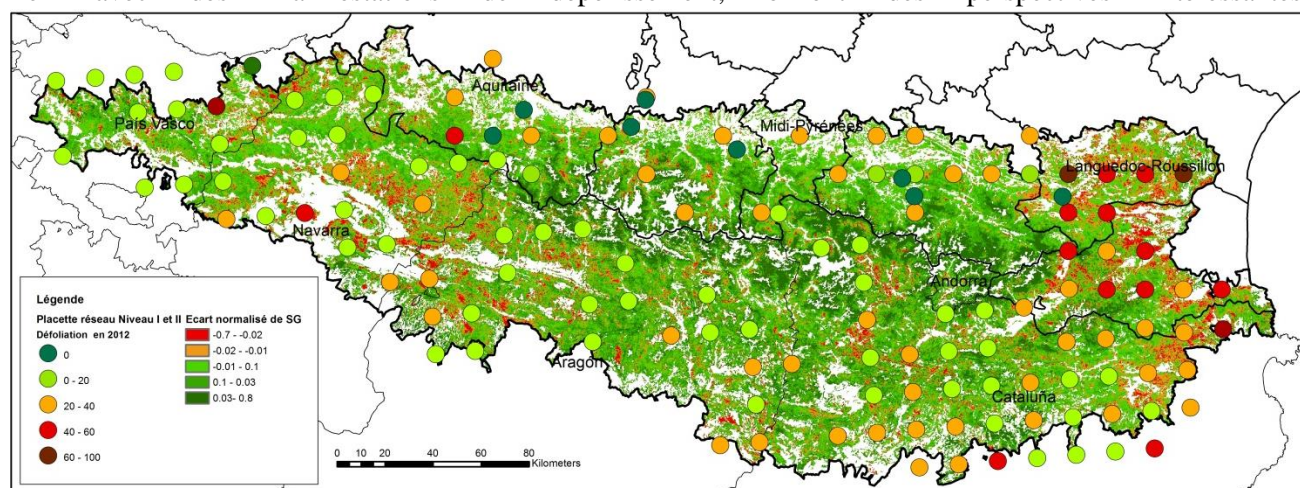


Figure 59 : Indice de variation d'activité des formations végétales sur l'ensemble de la chaîne pyrénéenne entre 2000 et 2012 et niveau de défoliation (données du Réseau européen de suivi des écosystèmes forestiers Niveau I et II, mises en forme par l'IDF dans le cadre du projet OPCC-POCTEFA).

- Peut-on différencier une dégradation de l'état sanitaire des arbres selon l'essence, les conditions écologiques, ou encore le gradient Est-Ouest sur la chaîne des Pyrénées ? Quelle est la contribution des tendances climatiques dans les baisses de vitalité observables sur la chaîne des Pyrénées ? Cette question pourrait être abordée avec la collaboration du LERFoB. Dans ce laboratoire, une étude est en cours sur l'identification à large échelle des causes de mortalité des arbres en différenciant les effets de l'âge, de la compétition, de l'intensité de gestion, des conditions stationnelles et de ceux du changement climatique. L'analyse est faite à partir des données de l'IGN et une base de données climatiques spatialisées (DIGITALIS) développée par le LERFoB. En parallèle, une démarche peut être engagée sur les Pyrénées pour déterminer la part de l'influence climatique sur les baisses d'activité mesurées par télédétection par rapport aux effets sylvicoles. Une analyse des relations spatiales peut être organisée entre les données issues de la télédétection, les mêmes données forestières spatialisées de l'IGN pour intégrer les effets de la sylviculture et les conditions écologiques, et enfin les anomalies climatiques mesurées sur la même période (base DIGITALIS).

- Enfin, en lien avec les travaux précédents, comment intégrer les zones de vulnérabilité potentielle dans le modèle de risque d'incendie (Figure 57)?

## 2.2 Détection de seuil de risque de dépérissement – cas de la sapinière

Dans les situations de dépérissement avérés et détectables par télédétection, comme c'est le cas pour la sapinière, l'objectif est de déterminer et de spatialiser par région des seuils climatiques correspondant à des seuils de vulnérabilité de la sapinière, et ceci dans une perspective de renforcer des outils d'aide à la décision comme BIOCLIMSOL développé par le CNPF. Le modèle SIG BIOCLIMSOL [Lemaire, 2014] vise à tracer des cartes de vigilance climatique pour aider le gestionnaire dans la gestion des peuplements sur pied ou pour le reboisement dans un contexte de changement climatique. Ces cartes sont définies à partir des études de dépérissement entreprises sur différentes essences. Des cartes de vigilance climatique et des valeurs climatiques seuil spécifiques à chacune de ces essences ont été définies à partir de placettes de mesures inventoriées par le CNPF, à l'aide de la méthode de diagnostic ARCHI. Ces valeurs limites correspondent au seuil à partir duquel le dépérissement de l'essence est grandement accru et le risque de perte économique plus élevé. Compte tenu des résultats obtenus en télédétection relatifs à la mesure de baisse de vitalité de la sapinière, et sur la base des perspectives développées dans le paragraphe précédent, il apparaît pertinent de croiser ces outils d'analyse et de cartographie. Pour élargir l'emprise d'observation et en complémentarité avec les observations ARCHI et du Réseau européen de placettes, la télédétection peut contribuer à la définition ou la modulation spatiale des seuils pour le Sapin (Figure 60).

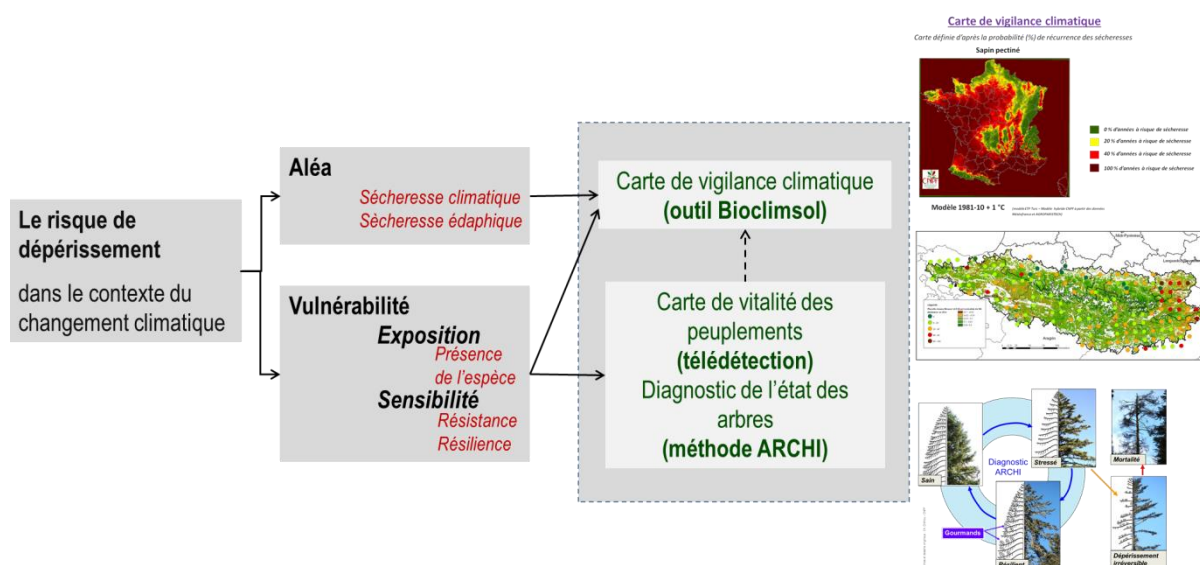


Figure 60 : Complémentarité des outils et méthodes pour l'établissement de carte de vigilance climatique.

## 3 Préservation des habitats naturels

Des travaux sont menés au sein du département (équipe Biodiversité) et de l'UMR Dynafor sur la préservation et la valorisation des espaces forestiers remarquables du Sud-Ouest de l'Europe. L'intérêt de ces espaces forestiers se définit par la richesse de biodiversité et par le témoignage historique qu'ils représentent. Un programme de recherche mené par Antoine BRIN est en cours de finalisation : « *Certaines forêts constituent des éléments singuliers du patrimoine naturel et culturel des territoires. Toutes ne sont pas situées dans des espaces protégés. Leur identification pose quelques difficultés et leur devenir reste incertain. Elles sont pourtant des éléments clés de l'infrastructure verte envisagée au niveau européen pour que la biodiversité*

*puisse faire face au changement climatique. La préservation et la valorisation de ces espaces dans le cadre d'un développement durable nécessite donc un renforcement du dialogue entre les acteurs concernés. Notre projet ambitionne d'aboutir à des recommandations pour les gestionnaires forestiers ou les administrations d'espaces naturels en créant une dynamique de concertation et en s'appuyant sur de meilleures connaissances. Ces dernières concernent la qualification des espaces forestiers remarquables, leur cartographie et la dynamique de la biodiversité associée. Les incidences des changements globaux seront également appréhendées pour renforcer la pertinence à long terme des recommandations de gestion qui pourront être faites... Ce projet s'appuie sur une sélection de territoires qui couvre une bonne diversité des réalités administratives et biologiques de l'espace Sudoe. L'implication de gestionnaires et d'administrations est un gage de transférabilité des résultats. Enfin, l'implication de laboratoires de recherche en écologie et en télédétection permettra d'alimenter les réflexions par des données actualisées et une meilleure compréhension des mécanismes biologiques à l'œuvre. »*

Dans ce cadre, l'apport de la télédétection intervient dans son potentiel à caractériser à large échelle des forêts remarquables. Les données issues des inventaires forestiers actuels ne permettent pas de cartographier ces forêts. La qualité de ces données limite par ailleurs la pertinence des analyses paysagères qui ont pu être conduites à ce jour. Sur la base d'une connaissance experte des milieux à étudier, la mobilisation de différentes sources de télédétection (Optique, Lidar, Radar), en collaboration avec d'autres laboratoires (CESBIO, GET (Géosciences Environnement Toulouse)) et de variables environnementales, permettra de développer les capacités à caractériser les forêts d'intérêt et à les individualiser du reste du paysage forestier. Les avancées obtenues peuvent par ailleurs avoir des retombées sur la cartographie de la ressource forestière en général puisqu'il s'agit d'améliorer la détermination des essences, et en particulier celles correspondant aux habitats d'intérêt, et d'apporter des éléments de caractérisation en terme de biomasse et de structure. Ces perspectives rejoignent celles ambitionnées dans la partie « Aléas feux de forêts ».

# CONCLUSION

---

Les travaux présentés ont tous un caractère très appliqué. Leur objectif commun est d'améliorer la capacité des méthodes d'analyse spatiale à fournir de l'information « utile » et pertinente aux personnes en charge de gérer les forêts et les espaces naturels. Parmi les enjeux forestiers, multiples et souvent complexes, la gestion des risques occupe une place importante, pour laquelle l'information géographique est essentielle. C'est donc sur cette thématique que j'ai accès mes travaux et que j'entrevois la poursuite des recherches à court terme.

L'utilisation de la géomatique dans nos travaux s'est vue progressivement renforcée par l'apport de la télédétection, et plus particulièrement par l'exploitation des séries d'images temporelles. Pour tous les thèmes abordés, et qui concernent les risques, il est possible de synthétiser et regrouper l'ensemble des démarches en deux points fondamentaux qui sous-tendent des avancées en méthodes de télédétection et l'utilisation de données multi-sources.

Le premier point est la **caractérisation du couvert végétal**.

Celle-ci concerne avant tout la distinction des essences, pour des besoins évidents de cartographie à un niveau de précision thématique satisfaisant. A cela s'ajoute le besoin d'indicateurs d'état du couvert forestier : le niveau d'activité végétal (vitalité), l'état hydrique (que l'on assimile à l'inflammabilité) et la biomasse végétale (caractéristique de la combustibilité). Un indicateur descriptif complémentaire est celui de l'organisation spatiale des formations végétales, et pour cela le recours à des outils d'analyse paysagère est nécessaire.

Pour avancer sur ces sujets, l'analyse de la complémentarité de données de télédétection de différente nature (optique, radar et lidar) est prometteuse. Elles sont pour la plupart issues de nouveaux capteurs (Sentinel-1, Sentinel-2, SPOT6...) ou de système aéroporté (acquisition d'images Lidar...). Pour cela, le renforcement d'un partenariat scientifique est nécessaire, et c'est ce qui est envisagé dans les projets déposés avec le CESBIO (pour le Lidar), GET et GENCAT-SPIF (pour le Radar). Dans beaucoup de situations et d'étapes de modélisation, s'appuyer sur une connaissance experte est indispensable. Le deuxième niveau de partenariat à maintenir, et qui a existé pour toutes les applications présentées, est avec des organismes forestiers ou gestionnaires des risques d'incendies (ONF, CNPF, FORESPIR, SDIS...).

Le deuxième point est la **validation / interprétation des phénomènes observés**.

Tous les phénomènes observés, analysés dans leur variabilité spatiale et temporelle (baisse de vitalité, sensibilité au feu...), ont en commun une contribution potentielle des conditions climatiques. Ces éléments ont commencé à être abordés et sont fortement pris en compte dans les travaux en cours et à venir. Dans ce domaine aussi une collaboration est indispensable, notamment avec Météo-France et le LERFoB. De manière générale, les démarches de validation et d'interprétation reposent sur la mise en relation des mesures faites par télédétection avec des données d'environnement spatialisées ou des inventaires statistiques (feux passés, données forestières, ...). Les méthodes de combinaison de ces données et d'analyse de leurs relations spatiales et temporelles sont complexes. Pour cette démarche, l'apport des compétences en statistiques et analyse spatiale de Dynafor est essentiel.





# RÉFÉRENCES

---

- Aguado, I., E. Chuvieco, P. Martin, and J. Salas (2003), Assessment of forest fire danger conditions in southern Spain from NOAA images and meteorological indices, *International Journal of Remote Sensing*, 24 (8), 1653-1668.
- Ahl, D.E., S.T. Gower, S.N. Burrows, N.V. Shabanov, R.B. Myneni, and Y. Knyazikhin (2006), Monitoring spring canopy phenology of a deciduous broadleaf forest using MODIS, *Remote Sensing of Environment*, 104 (1), 88-95.
- Akther, M.S., and Q.K. Hassan (2011), Remote Sensing-Based Assessment of Fire Danger Conditions Over Boreal Forest, *Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, IEEE Journal of*, 4 (4), 992-999.
- Allen, C.D., A.K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, N. McDowell, M. Vennetier, T. Kitzberger, A. Rigling, D.D. Breshears, E.H. Hogg, P. Gonzalez, R. Fensham, Z. Zhang, J. Castro, N. Demidova, J.H. Lim, G. Allard, S.W. Running, A. Semerci, and N. Cobb (2010), A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests, *Forest Ecology and Management*, 259 (4), 660-684.
- Allgöwer, B., J. Carlson, and J.W. van Wagtenonk (2003), Introduction to fire danger rating and remote sensing - Will remote sensing enhance wildland fire danger rating?, *Wildland fire danger estimation and mapping-The Role of Remote Sensing Data. Series in Remote Sensing. World Scientific Publishing, Singapore*, 1-19.
- Anderson, H.E. (1982), Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. National Wildfire Coordination Group - General Technical Report INT-122, General Technical Report INT-122, 22 pp.
- Andre, E., and C. Chauvin (2004), Information géographique et gestion forestière : Etat des lieux et perspectives, 44 pp., Rapport d'étude CEMAGREF.
- Arroyo, L.A., S.P. Healey, W.B. Cohen, D. Cocero, and J.A. Manzanera (2006), Using object-oriented classification and high-resolution imagery to map fuel types in a Mediterranean region, *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 111 (G4).
- Arroyo, L.A., C. Pascual, and J.A. Manzanera (2008), Fire models and methods to map fuel types: The role of remote sensing, *Forest Ecology and Management*, 256 (6), 1239-1252.
- Asner, G.P. (1998), Biophysical and biochemical sources of variability in canopy reflectance, *Remote Sensing of Environment*, 65 (3), 234-253.
- Atkinson, P.M., C. Jeganathan, J. Dash, and C. Atzberger (2012), Inter-comparison of four models for smoothing satellite sensor time-series data to estimate vegetation phenology, *Remote Sensing of Environment*, 123, 400-417.
- Bachmann, A., and B. Allgöwer (2001), A consistent wildland fire risk terminology is needed, *Fire Management Today*, 61 (4), 28-33.
- Baret, F., O. Hagolle, B. Geiger, P. Bicheron, B. Miras, M. Huc, B. Berthelot, F. Nino, M. Weiss, O. Samain, J.L. Roujean, and M. Leroy (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.
- Baskent, E.Z., and S. Keles (2005), Spatial forest planning: A review, *Ecological Modelling*, 188 (2-4), 145-173.
- Battipaglia, G., M. Saurer, P. Cherubini, R.T.W. Siegwolf, and M.F. Cotrufo (2009), Tree rings indicate different drought resistance of a native (*Abies alba* Mill.) and a nonnative (*Picea abies* (L.) Karst.) species co-occurring at a dry site in Southern Italy, *Forest Ecology and Management*, 257 (3), 820-828.
- Bernard-Brunet J. (2000), La télédétection satellitale au service de la gestion des pâturages d'altitude - Association française de pastoralisme, *Pastum, Hors série : Le Pastoralisme en France à l'aube des années 2000*, 223-229.
- Beverly, J.L., E.P.K. Herd, and J.C.R. Conner (2009), Modeling fire susceptibility in west central Alberta, Canada, *Forest Ecology and Management*, 258 (7), 1465-1478.
- Birkmann, J. (2007), Risk and vulnerability indicators at different scales: Applicability, usefulness and policy implications, *Environmental Hazards*, 7 (1), 20-31.
- Bisquert, M., A. Bégué, and D. Deshayes (2015), Object-based delineation of homogeneous landscape units at regional scale based on MODIS time series, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 37, 72-82.
- Blanchi, R., and V. Godfrin (2001), De la cartographie technique à la cartographie réglementaire - Le cas des PPRIF, 12p. pp., ENSMP-Pôle Cindynique.
- Borchers, J.G. (2005), Accepting uncertainty, assessing risk: Decision quality in managing wildfire, forest resource values, and new technology, *Forest Ecology and Management*, 211 (1-2), 36-46.

- Bovio, G., R. Marzano, I. Aguado, E. Chuvieco, J. Martinez, H. Nieto, J. Salas, W. Berolo, P. Carrega, D. Fox, N. Geronimo, J.G. Robin, I. Gomez, P. Martin, J. Martinez-Vega, L. Vilar, I. Gitas, M. Karteris, and S. Tsakalidis (2006), Towards a Euro-Mediterranean Wildland Fire Danger Rating System, 97 pp.
- Boyd, D.S., and F.M. Danson (2005), Satellite remote sensing of forest resources: three decades of research development, *Progress in Physical Geography*, 29 (1), 1-26.
- Bréda, N., and V. Badeau (2008), Forest tree responses to extreme drought and some biotic events: Towards a selection according to hazard tolerance?, *Comptes Rendus Geoscience*, 340 (9–10), 651-662.
- Bréda, N., R. Huc, A. Granier, and E. Dreyer (2006), Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences, *Annals of Forest Science*, 63 (6), 625-644.
- Breiman, L. (2001), Random forests, *Machine learning*, 45 (1), 5-32.
- Brugnot, G. (2001), *Gestion spatiale des risques*, 287 pp., Hermès Science Publications.
- Burel, F., and J. Baudry (1999), *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*, 359 pp.
- Burgan, R.E., R.W. Klaver, and J.M. Klaver (1998), Fuel models and fire potential from satellite and surface observations, *International Journal of Wildland Fire*, 8 (3), 159-170.
- Caccamo, G., L.A. Chisholm, R.A. Bradstock, M.L. Puotinen, and B.G. Phippen (2012), Monitoring live fuel moisture content of heathland, shrubland and sclerophyll forest in south-eastern Australia using MODIS data, *International Journal of Wildland Fire*, 21 (3), 257-269.
- Cailleret, M. (2011), Causes fonctionnelles du dépérissement et de la mortalité du sapin pectiné en Provence, Thèse de doctorat, 160 pp., Université d'Aix Marseille 3.
- Cano, E. (2012), Utilisation d'une série temporelle d'images NDVI pour cartographier la végétation forestière dans le contexte du changement climatique du massif Pyrénéen, 72 pp., Rapport de stage de Master 2 GEOMATIQUE « Science de l'Information Géoréférencée pour la Maîtrise de l'environnement et l'Aménagement des territoires », Université Paul Sabatier - Toulouse III.
- Cano, E., J.P. Denux, M. Bisquert, L. Hubert-Moy, and V. Chéret (2014), Comparison of maximum likelihood, support vector machine and random forest for forest types mapping, ForestSAT, Riva del Garda (TN), Italie, 4-7 novembre 2014. Communication orale.
- Cano, E., J.P. Denux, M. Bisquert, L. Hubert-Moy, and V. Chéret (2015), Improved forest mapping based on MODIS time series and landscape stratification, *International Journal of Remote Sensing (en révision)*.
- Cao, X., J. Chen, B. Matsushita, H. Imura, and L. Wang (2009), An automatic method for burn scar mapping using support vector machines, *International Journal of Remote Sensing*, 30 (3), 577-594.
- Carnicer, J., M. Coll, M. Ninyerola, X. Pons, G. Sánchez, and J. Peñuelas (2011), Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108 (4), 1474-1478.
- Carrão, H., P. Gonçalves, and M. Caetano (2007), Use of intra-annual satellite imagery time-series for land cover characterization purpose, pp. 11, Proceedings of the 26th EARSeL Symposium.
- Castro, R., and E. Chuvieco (1998), Modeling forest fire danger from geographic information, *Geocarto International*, 13 (1), 15-23.
- Ceccato, P. (2001), Estimation of vegetation water content using remote sensing for the assessment of fire risk occurrence and burning efficiency, 155 pp., University of Greenwich, Ispra, Italy.
- Ceccato, P., S. Flasse, and J.M. Gregoire (2002a), Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data - Part 2. Validation and applications, *Remote Sensing of Environment*, 82 (2-3), 198-207.
- Ceccato, P., N. Gobron, S. Flasse, B. Pinty, and S. Tarantola (2002b), Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1 - Theoretical approach, *Remote Sensing of Environment*, 82 (2-3), 188-197.
- Ceccato, P., B. Leblon, E. Chuvieco, S. Flasse, and J. Carlson (2003), Estimation of live fuel moisture content, *Wildland fire danger estimation and mapping. The role of remote sensing data*, 63-90.
- Cesaraccio, C., G. Pellizaro, P. Duce, and D. Spano (2004), Analysis of phenological behaviour of some Mediterranean shrub species in responses to warming and drought conditions, 16th Biometeorology and Aerobiology Conference, Vancouver, BC.
- Chassany J.P., and Kast R. (2005), Une méthodologie pour l'élaboration de politiques territoriales et de gestion des risques appliquée à la région des Grands Causses, pp. 17, Territoires et enjeux du développement régional, Lyon, 9-11 mars 2005.
- Chen, X., Z. Tan, M.D. Schwartz, and C. Xu (2000), Determining the growing season of land vegetation on the basis of plant phenology and satellite data in Northern China, *International Journal of Biometeorology*, 44 (2), 97-101.
- Chéret, V. (1987), La sapinière du Luchonnais (Pyrénées Hautes-Garonnaises) : étude phytoécologique, recherches sur le phénomène de dépérissement, 287 pp., Thèse de Doctorat de l'Université Paul sabatier, Toulouse.
- Chéret, V. (2011), Indicateurs d'état de la végétation mesurés par télédétection pour une cartographie de la sensibilité de la végétation au feu, Rapport final, Conservatoire de la Forêt méditerranéenne, 49 pp.

- Chéret, V., J. Dagnac, and F. Fromard (1987), Le dépérissement du sapin dans les Pyrénées luchonnaises, *Revue forestière française (ENGREF)*, XXXIX (1), 12-24.
- Chéret, V., J.-P. Denux, C. Gacherieu, and J. Ortisset (2011a), Utilisation de séries temporelles d'images satellitales pour cartographier le dépérissement des boisements résineux du Sud Massif Central, *RDV techniques-ONF*, 31, 55-62.
- Chéret, V., and J.P. Denux (2007), Mapping wildfire danger at regional scale with an index model integrating coarse spatial resolution remote sensing data, *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 112 (G2).
- Chéret, V., and J.P. Denux (2008), Utilisation de séries temporelles d'images de télédétection pour le suivi de l'état de la végétation sur des territoires soumis au risque d'incendie, Rapport final, Conservatoire de la Forêt méditerranéenne - Direction départementale de l'Agriculture et de la Forêt de l'Aude, 115 pp.
- Chéret, V., and J.P. Denux (2011), Analysis of MODIS NDVI Time Series to Calculate Indicators of Mediterranean Forest Fire Susceptibility, *Giscience & Remote Sensing*, 48 (2), 171-194.
- Chéret, V., J.P. Denux, C. Gacherieu, and J. Ortisset (2011b), Utilisation de séries temporelles d'images satellitales pour cartographier le dépérissement des boisements résineux du Sud Massif Central, *RDV techniques - ONF*, 31, 55-62.
- Chéret, V., J.P. Denux, and M. Gay (2003), Cartographie des aléas "incendies de forêts" pour la prescription de PPRI sur les communes de l'Aude, Rapport final, Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt de l'Aude, 42 pp.
- Chéret, V., J.P. Denux, R. Savazzi, C. Piedallu, A. Jacquin, and V. Drolon (2011c), Complementarity of remote sensing indicators of forest fire susceptibility with vegetation combustibility mapping, pp. 167-171, 8th International Workshop of the EARSeL Special Interest Group (SIG) on Forest Fires, Stresa, Italie, 2011, 20 - 21 October 2011.
- Chéret, V., and K. Kuss (2005), Cartographie des feux de forêts sur Midi-Pyrénées, Rapport final, Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt de Midi-Pyrénées, 29 pp.
- Chuvieco, E., I. Aguado, D. Cocero, and D. Riano (2003a), Design of an empirical index to estimate fuel moisture content from NOAA-AVHRR images in forest fire danger studies, *24 (8)*, 1621-1637.
- Chuvieco, E., I. Aguado, and A.P. Dimitrakopoulos (2004a), Conversion of fuel moisture content values to ignition potential for integrated fire danger assessment *Revue canadienne de recherche forestière*, 34 (11), 2284-2293.
- Chuvieco, E., I. Aguado, S. Jurdao, M.L. Pettinari, M. Yebra, J. Salas, S. Hantson, J. de la Riva, P. Ibarra, M. Rodrigues, M. Echeverria, D. Azqueta, M.V. Roman, A. Bastarrika, S. Martinez, C. Recondo, E. Zapico, and F.J. Martinez-Vega (2014), Integrating geospatial information into fire risk assessment, *International Journal of Wildland Fire*, 23 (5), 606-619.
- Chuvieco, E., B. Allgower, and F.J. Salas (2003b), Integration of physical and human factors in fire danger assessment, *In 'Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data'. (Ed. E Chuvieco) (World Scientific Publishing: Singapore)*, 197-218.
- Chuvieco, E., D. Cocero, D. Riaño, P. Martín, J. Martínez-Vega, J. de la Riva, and F. Pérez (2004b), Combining NDVI and surface temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating, *Remote Sensing of Environment*, 92 (3), 322-331.
- Chuvieco, E., and J. Salas (1996), Mapping the spatial distribution of forest fire danger using GIS, *International Journal of Geographical Information Systems*, 10 (3), 333-345.
- Ciais, P., M. Reichstein, N. Viovy, A. Granier, J. Ogee, V. Allard, M. Aubinet, N. Buchmann, C. Bernhofer, A. Carrara, F. Chevallier, N. De Noblet, A.D. Friend, P. Friedlingstein, T. Grunwald, B. Heinesch, P. Keronen, A. Knohl, G. Krinner, D. Loustau, G. Manca, G. Matteucci, F. Miglietta, J.M. Ourcival, D. Papale, K. Pilegaard, S. Rambal, G. Seufert, J.F. Soussana, M.J. Sanz, E.D. Schulze, T. Vesala, and R. Valentini (2005), Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003, *Nature*, 437 (7058), 529-533.
- Clark, M.L., T.M. Aide, H.R. Grau, and G. Riner (2010), A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America, *Remote Sensing of Environment*, 114 (11), 2816-2832.
- Clément, V., and M. Jappiot (2005), La loi et la carte : deux outils de gestion du risque d'incendie dans les forêts méditerranéennes, *Bulletin de l'Association de géographes français*, 82e année, Risques naturels et territoires, 75-84.
- Cleveland, R.B., W.S. Cleveland, J.E. McRae, and I. Terpenning (1990), STL: A seasonal-trend decomposition procedure based on loess, *Journal of Official Statistics*, 6 (1), 3-73.
- CNPF (2013), Dossier Les sapinières pyrénéennes, 10 pp.
- Colin, P.Y. (2001), *Protection des forêts contre l'incendie: fiches techniques pour les pays du bassin méditerranéen*, 149 pp., Food & Agriculture Org.
- Comas, D., and E. Ruiz (1993), *Fundamentos de los sistemas de información geográfica*, Ariel.
- Coppin, P., I. Jonckheere, K. Nackaerts, B. Muys, and E. Lambin (2004), Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review, *International Journal of Remote Sensing*, 25 (9), 1565-1596.
- Cortes, C., and V. Vapnik (1995), Support-vector networks, *Machine learning*, 20 (3), 273-297.

- CRPF Midi-Pyrénées, ONF, and EI-PURPAN (2008), Dépérissement des reboisements du Sud Massif Central - Etat des lieux et propositions d'analyse, 2ème tranche - Départements de l'Aveyron et du Tarn, Rapport de fin d'étude, 43 pp.
- De Beurs, K.M., and P.A. Townsend (2008), Estimating the effect of gypsy moth defoliation using MODIS, *Remote Sensing of Environment*, 112 (10), 3983-3990.
- De Kauwe, M.G., M.I. Disney, T. Quaife, P. Lewis, and M. Williams (2011), An assessment of the MODIS collection 5 leaf area index product for a region of mixed coniferous forest, *Remote Sensing of Environment*, 115 (2), 767-780.
- De la Riva, J., F. Pérez-Cabello, N. Lana-Renault, and N. Koutsias (2004), Mapping wildfire occurrence at regional scale, *Remote Sensing of Environment*, 92 (3), 363-369.
- De Lillis, M., and A. Fontanella (1992), Comparative phenology and growth in different species of the Mediterranean maquis of central Italy, *Plant ecology*, 1, 83-96.
- De Martonne, E. (1926), Aréisme et indice d'aridité, *Académie des Sciences (Paris), Comptes Rendus*, 182 (23), 1395-1396.
- Deeming, J.E., R.E. Burgan, and J.D. Cohen (1977), The National Fire Danger Rating System, Rep. No. GTR INT-39. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT.
- Delatour, C. (1990), Dépérissement des chênes et pathogènes *Revue Forestière Française- Fascicule thématique "Chêne sessile, Chêne pédonculé et Chêne rouge d'Amérique en forêt française"*, 2, 182-185.
- Delincé, J. (2002), A European Approach to Area Frame Surveys, *European Commission - Institute for Environment and Sustainability (IES)*.
- Dennison, P.E., D.A. Roberts, S.H. Peterson, and J. Rechel (2005), Use of Normalized Difference Water Index for monitoring live fuel moisture, *International Journal of Remote Sensing*, 26 (5), 1035-1042.
- Denux, J., and D. Sheeren (2015), Reconnaissance d'essences forestières par série temporelle d'images, Séminaire Projet TOSCA OCS - Toulouse, 9 janvier 2015.
- Denux, J.P., E. Cano, and V. Chéret (2014), Forest cover mapping using Modis-NDVI time series classification, Global Vegetation Monitoring and Modeling International Conference (GV2M), Avignon, 3-7 février 2014. Poster.
- Denux, J.P., V. Chéret, and E. Cano (2012), Time series classification of MODIS NDVI images to map forest types in Pyrénées Mountains (France-Spain), ForestSAT 2012, Oregon State University, Corvallis, Oregon USA, 11-14 septembre 2012. Poster, 11-14 September.
- Deshayes, M., D. Guyon, H. Jeanjean, N. Stach, A. Jolly, and O. Hagolle (2006), The contribution of remote sensing to the assessment of drought effects in forest ecosystems, *Annals of Forest Science*, 63 (6), 579-595.
- Desprez-Loustau, M., B. Marçais, L. Nageleisen, D. Piou, and A. Vannini (2006), Interactive effects of drought and pathogens in forest trees, *Annals of Forest Science*, 63 (6), 597-612.
- Dimitrakopoulos, A.P. (2001), A statistical classification of Mediterranean species based on their flammability components, *International Journal of Wildland Fire*, 10 (2), 113-118.
- Drénou, C., M. Bouvier, and J. Lemaire (2011), La méthode de diagnostic ARCHI. Application aux chênes pédonculés dépérissants, *Forêt entreprise*, 200, 4-15.
- Drénou, C., M. Bouvier, and J. Lemaire (2012), Rôles des gourmands dans la résilience des chênes pédonculés dépérissants, *Forêt Wallonne*, 116, 42-55.
- Drénou, C., F. Giraud, H. Gravier, S. Sabatier, and C. Yves (2013), Le diagnostic architectural: un outil d'évaluation des sapinières dépérissantes *Forêt méditerranéenne*, 34, 87-98.
- Drolon, V. (2011), Evaluation de l'apport de la télédétection pour la cartographie de la sensibilité au feu de la végétation - Application sur le territoire de l'Aude et des Pyrénées Orientales, Rapport de stage de Master 2 "Télédétection et Géomatique Appliquées à l'Environnement", 57p. + annexes pp., Université Pierre et Marie Curie.
- Duché, Y., R. Savazzi, B. Reymond, E. Carnus, and L. Crespy (2011), Cartographie de la sensibilité de la végétation aux incendies de forêts en région méditerranéenne : apports des images satellitaires et limites d'usage, *RDV techniques - ONF*, 32, 45-61.
- Duchemin, B., J. Goubier, and G. Courrier (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.
- Dymond, C.C., D.J. Mladenoff, and V.C. Radeloff (2002), Phenological differences in Tasseled Cap indices improve deciduous forest classification, *Remote Sensing of Environment*, 80 (3), 460-472.
- Eckert, S., F. Husler, H. Liniger, and E. Hodel (2015), Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia, *Journal of Arid Environments*, 113, 16-28.
- Eggers, J., M. Lindner, S. Zudin, S. Zaehle, and J. Liski (2008), Impact of changing wood demand, climate and land use on European forest resources and carbon stocks during the 21st century, *Global Change Biology*, 14 (10), 2288-2303.
- Eklundh, L., T. Johansson, and S. Solberg (2009), Mapping insect defoliation in Scots pine with MODIS time-series data, *Remote Sensing of Environment*, 113 (7), 1566-1573.

- Eva, H., and E.F. Lambin (1998), Remote sensing of biomass burning in tropical regions: Sampling issues and multisensor approach, *Remote Sensing of Environment*, 64 (3), 292-315.
- Evans, J.P., and R. Geerken (2006), Classifying rangeland vegetation type and coverage using a Fourier component based similarity measure, *Remote Sensing of Environment*, 105 (1), 1-8.
- Fairbrother, A., and J.G. Turnley (2005), Predicting risks of uncharacteristic wildfires: Application of the risk assessment process, *Forest Ecology and Management*, 211 (1-2), 28-35.
- Fang, H., S. Wei, and S. Liang (2012), Validation of MODIS and CYCLOPES LAI products using global field measurement data, *Remote Sensing of Environment*, 119 (0), 43-54.
- Fang, X.Q., Q.A. Zhu, L.L. Ren, H.W. Xu, H. Chen, C.H. Peng, and Ieee (2014), LARGE-SCALE DETECTION OF VEGETATION DYNAMICS USING MODIS IMAGES AND BFAST: A CASE STUDY IN QUEBEC, CANADA, in *2014 Ieee International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, pp. 768-771, Ieee, New York.
- Farris, C.A., C. Pezeshki, and L.F. Neuenschwander (1999), A Comparison of Fire Probability Maps Derived From GIS Modeling and Direct Simulation Techniques, pp. 131-138, The Joint Fire Science Conference and Workshop - Hazard and Risk Session, USA.
- Faugères, L. (1990), Géographie physique et risques naturels, *Bulletin de l'Association de géographes français*, 67e année, 1990-2 ( avril), 89-98.
- Fensholt, R., and I. Sandholt (2003), Derivation of a shortwave infrared water stress index from MODIS near- and shortwave infrared data in a semiarid environment, *Remote Sensing of Environment*, 87, 111-121.
- Fernandes, P.M. (2009), Combining forest structure data and fuel modelling to classify fire hazard in Portugal, *Annals of Forest Science*, 66 (4).
- Finney, M. (1998), FARSITE : fire area simulator-model developpement and evaluation, *USDA For. Serv. Res. Pap. RMRS-RP-4*.
- Finney, M.A. (2004), FARSITE: Fire area simulator: model development and evaluation, 47 pp., Rocky Mountain Research Station: Fort Collins, CO, USA.
- Finney, M.A., I.C. Grenfell, C.W. McHugh, R.C. Seli, D. Trethewey, R.D. Stratton, and S. Brittain (2011), A Method for Ensemble Wildland Fire Simulation, *Environmental Modeling & Assessment*, 16 (2), 153-167.
- Fisher, J.I., and J.F. Mustard (2007), Cross-scalar satellite phenology from ground, Landsat, and MODIS data, *Remote Sensing of Environment*, 109 (3), 261-273.
- Forkel, M., N. Carvalhais, J. Verbesselt, M.D. Mahecha, C.S.R. Neigh, and M. Reichstein (2013), Trend change detection in NDVI time Series: effects of inter-annual variability and methodology, *Remote Sensing*, 5 (5), 2113-2144.
- Francesetti, A., A. Camia, and G. Bovio (2006), Fuel type mapping with Landsat TM images and ancillary data in the Prealpine region of Italy, *Forest Ecology and Management*, 234, S259.
- Fromard, F., J. Dagnac, T. Gauquelin, and V. Chéret (1991), Results of Research into Decay of the Fir (Abies Alba Mill.) in the Pyrenees. New Data about Nutritional and Physiological Disturbances, in *Acid Deposition*, edited by J.S. Longhurst, pp. 109-122, Springer Berlin Heidelberg.
- Gabban, A., J. San-Miguel, P. Barbosa, and G. Liberta (2003), Forest fire risk estimation from time series analysis of NOAA AVHRR NDVI data, Symposium of the SPIE-International Society for Optical Engineering: Remote Sensing Europe, Barcelona (Spain).
- Gallego, F.J., and H.J. Stibig (2013), Area estimation from a sample of satellite images: The impact of stratification on the clustering efficiency, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 22 (0), 139-146.
- Galtié, J.F., and S. Peyre (2003), Contribution méthodologique au diagnostic, à l'affichage et au traitement du risque sociétal d'incendie de végétation en région méditerranéenne, *SALAMANDRA. Notes sur les feux de forêt. Apuntes sobre incendios forestales*, 1, 6-27.
- Gao, B. (1996), NDWI A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water From Space, *Remote Sensing of Environment* (58), 257-266.
- García, M., E. Chuvieco, H. Nieto, and I. Aguado (2008), Combining AVHRR and meteorological data for estimating live fuel moisture content, *Remote Sensing of Environment*, 112 (9), 3618-3627.
- García, M., D. Riaño, E. Chuvieco, J. Salas, and F.M. Danson (2011), Multispectral and LiDAR data fusion for fuel type mapping using Support Vector Machine and decision rules, *Remote Sensing of Environment*, 115 (6), 1369-1379.
- Garcia, M.A., J.A. Alloza, A.G. Mayor, S. Bautista, and F. Rodriguez (2014), Detection and mapping of burnt areas from time series of MODIS-derived NDVI data in a Mediterranean region, *Central European Journal of Geosciences*, 6 (1), 112-120.
- Gauquelin, X. (2011), Guide de gestion des forêts en crise sanitaire, *Forêt entreprise* (196), 27-29.
- Gertner, G., G. Wang, A.B. Anderson, and H. Howard (2007), Combining stratification and up-scaling method-block cokriging with remote sensing imagery for sampling and mapping an erosion cover factor, *Ecological Informatics*, 2 (4), 373-386.

- Giraud, F. (2012), Suivi du dépérissement du sapin pectiné (*Abies alba* Mill.) dans les Pyrénées : croisement de deux méthodes, l'architecture et la télédétection, à deux échelles spatiales différentes, 34 pp., ENSSA, Université de Bordeaux 1.
- Graetz, R.D., J.M. Gregoire, J.L. Lovell, E.A. King, S.K. Campbell, and A. Tournier (2003), A contextual approach to the mapping of burned areas in tropical Australian savannas using medium-resolution satellite data, *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29 (4), 499-509.
- Gratani, L., and M.F. Crescente (1997), Phenology and leaf adaptive strategies of Mediterranean maquis plants, *Ecologia mediterranea*, 23 (3/4), 11-18.
- Guillemyn, D., and G. Grepin (1986), Symptomatologie du dépérissement de la sapinière (Luchonnais, France), *Photo-Interprétation*, 6 (1), 1-9.
- Hall F.G., Botkin D.B., Strelbe D.E., Woods K.D., and Goetz S.J. (1991), Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing, *Ecology*, 72, 628-640.
- Hamunyela, E., J. Verbesselt, G. Roerink, and M. Herold (2013), Trends in spring phenology of western european deciduous forests, *Remote Sensing*, 5 (12), 6159-6179.
- Hanewinkel, M., D.A. Cullmann, M.-J. Schelhaas, G.-J. Nabuurs, and N.E. Zimmermann (2012), Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land, *Nature Climate Change*, 3 (3), 203-207.
- Hannah, L., G. Midgley, S. Anelman, M. Araujo, G. Hughes, E. Martinez-Meyer, R. Pearson, and P. Williams (2007), Protected area needs in a changing climate, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5 (3), 131-138.
- Hansen, M.C., D.P. Roy, E. Lindquist, B. Adusei, C.O. Justice, and A. Altstatt (2008), A method for integrating MODIS and Landsat data for systematic monitoring of forest cover and change in the Congo Basin, *Remote Sensing of Environment*, 112 (5), 2495-2513.
- Hardy, C.C. (2005), Wildland fire hazard and risk: Problems, definitions, and context, *Forest Ecology and Management*, 211 (1-2), 73-82.
- Hardy, C.C., and R.E. Burgan (1999), Evaluation of NDVI for monitoring live moisture in three vegetation types of the Western U.S., *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 65 (5), 603-610.
- Harsch, M.A., P.E. Hulme, M.S. McGlone, and R.P. Duncan (2009), Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming, *Ecology Letters*, 12 (10), 1040-1049.
- Herawati, H., J. Ramon Gonzalez-Olabarria, A. Wijaya, C. Martius, H. Purnomo, and R. Andriani (2015), Tools for assessing the impacts of climate variability and change on wildfire regimes in forests, *Forests*, 6 (5), 1476-1499.
- Hernandez-Fernandez, R. (2011), Elaboration d'une méthodologie de classification phénologique de la végétation forestière des Pyrénées par analyse de séries temporelles d'images satellitaires MODIS, Rapport de stage de Master 2 "Aménagement du Territoire et Télédétection", 39p. + annexes pp., Université Paul Sabatier - Toulouse III.
- Heumann, B.W., J.W. Seaquist, L. Eklundh, and P. Jönsson (2007), AVHRR derived phenological change in the Sahel and Soudan, Africa, 1982-2005, *Remote Sensing of Environment* 108, 385-392.
- Hmimina, G., E. Dufrêne, J.Y. Pontailier, N. Delpierre, M. Aubinet, B. Caquet, A. de Grandcourt, B. Burban, C. Flechard, A. Granier, P. Gross, B. Heinesch, B. Longdoz, C. Moureaux, J.M. Ourcival, S. Rambal, L. Saint André, and K. Soudani (2013), Evaluation of the potential of MODIS satellite data to predict vegetation phenology in different biomes: An investigation using ground-based NDVI measurements, *Remote Sensing of Environment*, 132, 145-158.
- Hostert P., Röder A., and Hill J. (2003), Coupling spectral unmixing and trend analysis for monitoring of long-term vegetation dynamics in Mediterranean rangelands, *Remote Sensing of Environment*, 87, 183-197.
- Hothorn, T., K. Hornik, and A. Zeileis (2006), Unbiased recursive partitioning: A conditional inference framework, *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 15 (3), 651-674.
- Houston, D. (1967), The dieback and decline of northeastern hardwoods, *Trees*, 28 (1), 12-14.
- Hudak, A.T., N.L. Crookston, J.S. Evans, M.J. Falkowski, A.M.S. Smith, P.E. Gessler, and P. Morgan (2006), Regression modeling and mapping of coniferous forest basal area and tree density from discrete-return lidar and multispectral satellite data, *Canadian Journal of Remote Sensing*, 32 (2), 126-138.
- Huesca, M., J. Litago, S. Merino-de-Miguel, V. Cicuendez-López-Ocaña, and A. Palacios-Orueta (2014), Modeling and forecasting MODIS-based Fire Potential Index on a pixel basis using time series models, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26 (0), 363-376.
- Huesca, M., J. Litago, A. Palacios-Orueta, F. Montes, A. Sebastián-López, and P. Escribano (2009), Assessment of forest fire seasonality using MODIS fire potential: A time series approach, *Agricultural and Forest Meteorology*, 149 (11), 1946-1955.
- 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, 195-213.
- Hunt, E.R., and B.N. Rock (1989), Detection of changes in leaf water content using Near- and Middle-Infrared reflectances, *Remote Sensing of Environment*, 30 (1), 43-54.

- Hyde, P., R. Dubayah, W. Walker, J.B. Blair, M. Hofton, and C. Hunsaker (2006), Mapping forest structure for wildlife habitat analysis using multi-sensor (LiDAR, SAR/InSAR, ETM plus, Quickbird) synergy, *Remote Sensing of Environment*, 102 (1-2), 63-73.
- Illera, P., A. Fernandez, and J.A. Delgado (1996), Temporal evolution of the NDVI as an indicator of forest fire danger, *International Journal of Remote Sensing*, 17 (6), 1093-1105.
- IPCC (2013), Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge Univ Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2013.
- Jackson, R.B., M.J. Lechowicz, X. Li, and H.A. Mooney (2001), Phenology, Growth, and Allocation in global terrestrial productivity, in *Terrestrial Global Productivity: Past, Present and Future*, edited by H.A. Mooney, and J. Roy, pp. 61-82, Academic Press.
- Jacquin, A. (2010), Dynamique de la végétation des savanes en lien avec l'usage des feux à Madagascar - Analyse par série temporelle d'images de télédétection, 144 pp., Thèse de Doctorat, Université Toulouse III.
- Jacquin, A., and V. Chéret (2005), Elaboration d'indicateurs à partir de données d'observation de la terre pour l'évaluation et le suivi des habitats naturels - Application au site Natura 2000 du Causse Noir, Rapport final, DIREN n°11742-FEDER, 47 pp.
- Jacquin, A., V. Chéret, J.P. Denux, M. Gay, J. Mitchley, and P. Xofis (2005), Habitat suitability modelling of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) using earth observation data, *Journal for Nature Conservation*, 13 (2-3), 161-169.
- Jacquin, A., V. Chéret, D. Sheeren, and G. Balent (2011a), Determination of the fire regime in the middle of savanna in Madagascar from a MODIS time series, *International Journal of Remote Sensing*, 32 (24), 9219-9242.
- Jacquin, A., J.P. Denux, and V. Chéret (2011b), Choosing a spectral index suitable for the detection of burnt areas in degraded savanna environments - Application to Madagascar, *Canadian Journal of Remote Sensing*, 37 (3), 314-320.
- Jacquin, A., M. Gay, and V. Chéret (2004), Intérêt des données issues du satellite SPOT-5 pour la cartographie des milieux naturels, *Revue internationale de Géomatique*, 14, 331-357.
- Jacquin, A., and M. Goulard (2013), Using spatial statistics tools on remote-sensing data to identify fire regime linked with savanna vegetation degradation, *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems Geographic (IAEIS) - Special Issue on Remote Sensing Data for Agricultural and Environmental*, 4 (1), 68-82.
- Jaeger, J. (2000), Landscape division, splitting index, and effective mesh size : new measures of landscape fragmentation, *Landscape Ecology*, 15, 115-130.
- Jappiot, M., R. Blanchi, and F. Guarnieri (2001), Systèmes d'information géographique et modélisation dans le domaine de la prévention des incendies de forêt, in *Information géographique et aménagement du territoire, Gestion spatiale des risques*, edited by P.H. Brugnot G.(Eds), pp. 145-181.
- Jappiot, M., and A. Mariel (1998), Evaluation et cartographie du risque d'incendie de forêt. Adaptation de la méthode à l'échelle des PPR, Rapport final, 31 pp., CEMAGREF Aix en Provence.
- Jia, K., S. Liang, X. Wei, Y. Yao, Y. Su, B. Jiang, and X. Wang (2014), Land Cover Classification of Landsat Data with Phenological Features Extracted from Time Series MODIS NDVI Data, *Remote Sensing*, 6 (11), 11518-11532.
- Jolly, W.M., and S.W. Running (2003), Effects of precipitation and soil water potential on drought deciduous phenology in the Kalahari, *Global Change Biology*, 1-6.
- Jönsson, P., and L. Eklundh (2004), TIMESAT- a program for analyzing time-series of satellite sensor data, *Computers & Geosciences*, 30 (8), 833-845.
- Jurdao, S., E. Chuvieco, and J.M. Arevalillo (2012), Modelling fire ignition probability from estimates of live fuel moisture content, *Fire Ecology*, 8 (1), 77-97.
- Jurdao, S., M. Yebra, J.P. Guerschman, and E. Chuvieco (2013), Regional estimation of woodland moisture content by inverting Radiative Transfer Models, *Remote Sensing of Environment*, 132, 59-70.
- Kalabokidisa, K.D., S. Gatzojannis, and S. Galatsidas (2002), Introducing wildfire into forest management planning: towards a conceptual approach, *Forest Ecology and Management*, 158, 41-50.
- Kaufman, Y.J., and L.A. Remer (1994), Detection of forests using Mid-IR reflectance: an application for aerosol studies, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 32 (3), 672-683.
- Keane, R.E. (2013), Describing wildland surface fuel loading for fire management: a review of approaches, methods and systems, *International Journal of Wildland Fire*, 22 (1), 51-62.
- Keane, R.E., S.A. Drury, E.C. Karau, P.F. Hessburg, and K.M. Reynolds (2010), A method for mapping fire hazard and risk across multiple scales and its application in fire management, *Ecological Modelling*, 221 (1), 2-18.
- Keane, R.E., J.M. Herynk, C. Toney, S.P. Urbanski, D.C. Lutes, and R.D. Ottmar (2013), Evaluating the performance and mapping of three fuel classification systems using Forest Inventory and Analysis surface fuel measurements, *Forest Ecology and Management*, 305, 248-263.
- Kennedy, R.E., W.B. Cohen, and T.A. Schroeder (2007), Trajectory-based change detection for automated characterization of forest disturbance dynamics, *Remote Sensing of Environment*, 110 (3), 370-386.



- Kennedy, R.E., Z. Yang, and W.B. Cohen (2010), Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr -Temporal segmentation algorithms, *Remote Sensing of Environment*, 114 (12), 2897-2910.
- Knight, J.F., R.S. Lunetta, J. Ediriwickrema, and S. Khorram (2006), Regional scale land cover characterization using MODIS-NDVI 250 m multi-temporal imagery: A phenology-based approach, *GisScience & Remote Sensing*, 43 (1), 1-23.
- Kogan, F. (1990), Remote sensing of weather impacts on vegetation in non-homogeneous areas, *International Journal of Remote Sensing*, 11, 1405-1419.
- Kogan, F. (2001), Operational space technology for global vegetation assessment, *Bulletin of the American Meteorological Society*, 82 (9), 1949-1964.
- Kogan, F., A. Gitelson, E. Zakarin, L. Spivak, and L. Lebed (2003), AVHRR-based spectral vegetation index for quantitative assessment of vegetation state and productivity: calibration and validation, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69 (8), 899-906.
- Körner, C. (2007), Climatic treelines: conventions, global patterns, causes (Klimatische Baumgrenzen: Konventionen, globale Muster, Ursachen), *Erdkunde*, 316-324.
- Kuemmerle, T., V.C. Radeloff, K. Perzanowski, and P. Hostert (2006), Cross-border comparison of land cover and landscape pattern in Eastern Europe using a hybrid classification technique, *Remote Sensing of Environment*, 103 (4), 449-464.
- Lambert, J. (2014), Evaluation des baisses de vitalité des peuplements forestiers à partir de séries temporelles d'images satellitaires - Application aux résineux du Sud du Massif Central et à la sapinière pyrénéenne, 163 pp., Thèse de Doctorat, Université Toulouse III.
- Lambert, J., J.P. Denux, J. Verbesselt, G. Balent, and V. Chéret (2015), Detecting clear-cuts and decreases in forest vitality using MODIS NDVI time series, *Remote Sensing*, 7 (4), 3588-3612.
- Lambert, J., C. Drenou, J.P. Denux, B. Gérard, and V. Chéret (2013), Monitoring forest decline through remote sensing time series analysis, *GIScience & Remote Sensing*, 50 (4), 437-457.
- Lambert, J., A. Jacquin, J.P. Denux, and V. Chéret (2011), Comparaison of two remote sensing time series analysis methods for monitoring forest decline, 6th International Workshop on the analysis of Multi-temporal Remote Sensing Images, Université de Trento, Italie, juillet 2011. Communication orale, July 2011.
- Lampin-Maillet, C., M. Jappiot, M. Long, C. Bouillon, D. Morge, and J.-P. Ferrier (2010), Mapping wildland-urban interfaces at large scales integrating housing density and vegetation aggregation for fire prevention in the South of France, *Journal of Environmental Management*, 91 (3), 732-741.
- Landmann, G. (1994), Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers, *Revue Forestière Française -Fascicule thématique "Les dépérissements des arbres forestiers. Causes connues et inconnues"*, 5, 405-415.
- Landmann, G., and M. Bonneau (1995), *Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains*, 461 pp., Springer.
- Laneve, G., R. De Bonis, L. Fusilli, F. Ferrucci, A.S. Lopez, S. Oliveira, S. Clandillon, L. Tampellini, B. Hirn, D. Diagourtas, and G. Leventakis (2014), PREFER FP7 project for the management of the pre- and post-fire phases: presentation of the products., in *Advances in Forest Fire Research, Chapter 3 - Fire Management*, edited by D.X. Viegas, pp. 903-911.
- Laris, P.S. (2005), Spatiotemporal problems with detecting and mapping mosaic fire regimes with coarse-resolution satellite data in savanna environments, *Remote Sensing of Environment*, 99, 412 - 424.
- Lasaponara, R., and A. Lanorte (2007), Remotely sensed characterization of forest fuel types by using satellite ASTER data, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9 (3), 225-234.
- Le Toan, T., A. Beaudoin, J. Riou, and D. Guyon (1992), Relating Forest Biomass to SAR Data, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30 (2), 403-411.
- Leblon, B., P.A.F. Garcia, S. Oldford, D.A. Maclean, and M. Flannigan (2007), Using cumulative NOAA-AVHRR spectral indices for estimating fire danger codes in northern boreal forests, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9 (3), 335-342.
- Lechowicz, M.J. (2001), Phenology, in *The Encyclopedia of Global Environmental Change, Volume 2. The Earth System: biological and ecological dimensions of global environmental change*, edited by Wiley, London.
- Lefevre, B. (1989), Composition chimique et acidité des précipitations recueillies dans les Pyrénées centrales : relations entre les situations météorologiques et les processus d'acidification, 68 pp., DEA Physique et chimie de l'environnement, UPS Toulouse.
- Lemaire, J. (2014), Bioclimsol: acquis, apports, limites, *Forêt entreprise* (218), 7-11.
- Lenoir, J., J.C. Gégout, P.A. Marquet, P. de Ruffray, and H. Brisse (2008), A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century, *Science*, 320 (5884), 1768-1771.
- Lesica, P., B. McCune, and E. Ezcurra (2004), Decline of arctic-alpine plants at the southern margin of their range following a decade of climatic warming, *Journal of Vegetation Science*, 15 (5), 679-690.

- Lexer, M.J., K. Honninger, H. Scheifinger, C. Matulla, N. Groll, H. Kromp-Kolb, K. Schadauer, F. Starlinger, and M. Englisch (2002), The sensitivity of Austrian forests to scenarios of climatic change: a large-scale risk assessment based on a modified gap model and forest inventory data, *Forest Ecology and Management*, 162 (1), 53-72.
- Liang, L., M.D. Schwartz, and S. Fei (2011), Validating satellite phenology through intensive ground observation and landscape scaling in a mixed seasonal forest, *Remote Sensing of Environment*, 115 (1), 143-157.
- Lindner, M., M. Maroschek, S. Netherer, A. Kremer, A. Barbati, J. Garcia-Gonzalo, R. Seidl, S. Delzon, P. Corona, M. Kolström, M.J. Lexer, and M. Marchetti (2010), Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems, *Forest Ecology and Management*, 259 (4), 698-709.
- Liodakis, S., I.P. Agiovlasitis, T. Kakardakis, N. Tzamtzis, D. Vorisis, and E. Lois (2011), Determining hazard risk indices for Mediterranean forest species based on particle flammability properties, *Fire Safety Journal*, 46 (3), 116-124.
- Loboda, T., K.J. O'Neal, and I. Csiszar (2007), Regionally adaptable dNBR-based algorithm for burned area mapping from MODIS data, *Remote Sensing of Environment*, 109 (4), 429-442.
- Maillé, E., and B. Espinasse (2007), Un cadre de modélisation pour la simulation de dynamiques spatiales complexes, pp. 18-19, Actes du Colloque SAGEO07, Rencontres Internationales de Géomatique.
- Maki, M., M. Ishihara, and M. Tamura (2004), Estimation of leaf water status to monitor the risk of forest fires by using remotely sensed data, *Remote Sensing of Environment*, 90 (4), 441-450.
- Manion, P.D. (1981), *Tree disease concepts*, 324 pp., Prentice-Hall, Inc.
- Martin, M.P., L. Dominguez, and E. Chuvieco (1994), Estimating forest fire danger from AVHRR data, 14th EARSEL Symposium on Sensors and Environmental Applications, Goteborg.
- Martínez, J., C. Vega-Garcia, and E. Chuvieco (2009), Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain, *Journal of Environmental Management*, 90 (2), 1241-1252.
- Marzano, R., G. Bovio, E. Guglielmet, A. Camia, M. Deshayes, C. Lampin, J. Salas, J. Martinez, D. Molina, and N. Geronimo (2006a), Wildland Fire Danger and Hazards: a state of the art, final version, pp. 64, EUFIRELAB: Euro-Mediterranean Wildland Fire Laboratory, a «wall-less» Laboratory for Wildland Fire Sciences and Technologies in the Euro-Mediterranean Region. Deliverable D-08-07. EVR1-CT-2002-40028, 2006a.
- Marzano, R., G. Bovio, E. Guglielmet, M. Jappiot, C. Lampin, F. Dauriac, M. Deshayes, J. Salas, I. Aguado, J. Martinez, D. Molina, E. Martinez, P. Carrega, D. Fox, W. Beroplo, P. Martin, I. Gomez, C. Conese, L. Bonora, M. Karteris, I. Gitas, G. Mallinis, and V. Giannakopoulos (2006b), Common methods for mapping the wildland fire danger, pp. 91, EUFIRELAB: Euro-Mediterranean Wildland Fire Laboratory, a «wall-less» Laboratory for Wildland Fire Sciences and Technologies in the Euro-Mediterranean Region. Deliverable D-08-05. EVR1-CT-2002-40028, 2006b.
- Masek, J.G., C. Huang, R. Wolfe, W. Cohen, F. Hall, J. Kutler, and P. Nelson (2008), North American forest disturbance mapped from a decadal Landsat record, *Remote Sensing of Environment*, 112 (6), 2914-2926.
- Maselli, F. (2004), Monitoring forest conditions in a protected Mediterranean coastal area by the analysis of multiyear NDVI data, *Remote Sensing of Environment*, 89, 423-433.
- Maselli, F., M. Chiesi, M. Mura, M. Marchetti, P. Corona, and G. Chirici (2014), Combination of optical and LiDAR satellite imagery with forest inventory data to improve wall-to-wall assessment of growing stock in Italy, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26, 377-386.
- Meigs, G.W., R.E. Kennedy, and W.B. Cohen (2011), A Landsat time series approach to characterize bark beetle and defoliator impacts on tree mortality and surface fuels in conifer forests, *Remote Sensing of Environment*, 115 (12), 3707-3718.
- Melaas, E.K., M.A. Friedl, and Z. Zhu (2013), Detecting interannual variation in deciduous broadleaf forest phenology using Landsat TM/ETM + data, *Remote Sensing of Environment*, 132, 176-185.
- Mermoz, S., T. Le Toan, L. Villard, M. Réjou-Méchain, and J. Seifert-Granzin (2014), Biomass assessment in the Cameroon savanna using ALOS PALSAR data, *Remote Sensing of Environment*, 155, 109-119.
- Mermoz, S., M. Rejou-Mechain, L. Villard, T. Le Toan, V. Rossi, and S. Gourlet-Fleury (2015), Decrease of L-band SAR backscatter with biomass of dense forests, *Remote Sensing of Environment*, 159, 307-317.
- Micaux, D. (2008), Le dépérissement du sapin sur le plateau de Sault (Aude), *Forêt méditerranéenne*, T. XXIX n°2, 189-194.
- Miller, C., and A.A. Ager (2013), A review of recent advances in risk analysis for wildfire management, *International Journal of Wildland Fire*, 22 (1), 1-14.
- Mora, F., and L.R. Iverson (1998), On the sources of vegetation activity variation, and their relation with water balance in Mexico, *International Journal of Remote Sensing*, 19 (10), 1843-1871.
- Moulin, S., L. Kergoat, N. Viovy, and G. Dedieu (1997), Global-scale assessment of vegetation phenology using NOAA/AVHRR satellite measurements, *Journal of Climate*, 10, 1154-1170.
- Newnham, G.J., J. Verbesselt, I.F. Grant, and S.A.J. Anderson (2011), Relative Greenness Index for assessing curing of grassland fuel, *Remote Sensing of Environment*, 115 (6), 1456-1463.

- Nourtier, M. (2011), La vulnérabilité du Sapin pectiné (*Abies Alba* Mill.) à la sécheresse en milieu méditerranéen selon les propriétés hydriques du sol, Thèse de doctorat, 244 pp., Université d'Avignon et des pays de Vaucluse, Avignon.
- Oldford, S., B. Leblon, D. Maclean, and M. Flannigan (2006), Predicting slow-drying fire weather index fuel moisture codes with NOAA-AVHRR images in Canada's northern boreal forests, *International Journal of Remote Sensing*, 27 (18), 3881-3902.
- Oliva, J., and C. Colinas (2007), Decline of silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in the Spanish Pyrenees: Role of management, historic dynamics and pathogens, *Forest Ecology and Management*, 252 (1-3), 84-97.
- Pacheco, C., I. Aguado, and H. Nieto (2009), Analisis de ocurrencia de incendios forestales causados por rayo en la Espana peninsular, *GeoFocus* 9, 232-249.
- Paltridge, G.W., and J. Barber (1988), Monitoring grassland dryness and fire potential in Australia with NOAA/AVHRR data, *Remote Sensing of Environment*, 25 (3), 381-394.
- Parmesan, C., and G. Yohe (2003), A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems, *Nature*, 421 (6918), 37-42.
- Pellizzaro, G., C. Cesaraccio, P. Duce, A. Ventura, and Z. Pierpaolo. (2007), Effects of seasonal weather variations and phenology on live fuel moisture content and ignitability of Mediterranean species, pp. 1-11, 4th international wildland fire conference, Seville, Spain, 13 to 17 May 2007.
- Peterson, S.H., D.A. Roberts, and P.E. Dennison (2008), Mapping live fuel moisture with MODIS data: A multiple regression approach, *Remote Sensing of Environment*, 112 (12), 4272-4284.
- Pettorelli, N., J.O. Vik, A. Mysterud, J.-M. Gaillard, C.J. Tucker, and N.C. Stenseth (2005), Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change, *Trends in Ecology* 20 (9), 503-510.
- Piedallu, C., and J.-C. Gégout (2007), Multiscale computation of solar radiation for predictive vegetation modelling, *Annals of Forest Science*, 64 (8), 899-909.
- Piedallu, C., J.-C. Gégout, A. Bruand, and I. Seynave (2011), Mapping soil water holding capacity over large areas to predict potential production of forest stands, *Geoderma*, 160 (3-4), 355-366.
- PNRGC (2002), Document d'objectifs : Causse Noir et ses corniches (Site FR 7300855), Rapport d'étude, 55 pp., Parc Naturel Régional des Grands Causses, Millau.
- Preisler, H.K., S.-C. Chen, F. Fujioka, J.W. Benoit, and A.L. Westerling (2008), Wildland fire probabilities estimated from weather model-derived monthly mean fire danger indices, *International Journal of Wildland Fire*, 17 (3), 305-316.
- Rapport de mission interministérielle (2010), Changement climatique et extension des zones sensibles aux feux de forêts, 105 pp.
- Redo, D.J., and A.C. Millington (2011), A hybrid approach to mapping land-use modification and land-cover transition from MODIS time-series data: A case study from the Bolivian seasonal tropics, *Remote Sensing of Environment*, 115 (2), 353-372.
- Reed, B., M. Schwartz, and X. Xiao (2009), Remote Sensing Phenology, in *Phenology of Ecosystem Processes*, edited by A. Noormets, pp. 231-246, Springer New York.
- Reed, B.C. (2006), Trend analysis of time series phenology of North America derived from satellite data, *GIScience & Remote Sensing of Environment*, 43 (1), 1-15.
- Reed, B.C., J.F. Brown, D. VanDerZee, T.R. Loveland, J.W. Merchant, and D.O. Ohlen (1994), Measuring phenological variability from satellite imagery, *Journal of Vegetation Science*, 5, 703-714.
- Riano, D., E. Chuvieco, J. Salas, A. Palacios-Orueta, and A. Bastarrica (2002), Generation of fuel type maps from Landsat TM images and ancillary data in Mediterranean ecosystems, *Canadian Journal of Forest Research*, 32 (8), 1301-1315.
- Riano, D., P. Vaughan, E. Chuvieco, P.J. Zarco-Tejada, and S.L. Ustin (2005), Estimation of fuel moisture content by inversion of radiative transfer models to simulate equivalent water thickness and dry matter content: Analysis at leaf and canopy level, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43 (4), 819-826.
- Richard, J.B., C. Piedallu, S. Gaudin, and M. Legay (2013), Utilisation de cartes prédictives pour améliorer la prise en compte de la contrainte hydrique dans le choix des essences, *Revue Forestière Française*, 1, 37-56.
- Richards, G.D. (1990), An elliptical growth model of forest fire fronts and its numerical solution, *Int. J. Numer. Meth. Eng.*, 30, 1163-1179.
- Rigolot, E. (2008), Impact du changement climatique sur les feux de forêt, *Forêt Méditerranéenne*, XXIX (2), 167-176.
- Robbez-Masson J.M. (1994), Reconnaissance et délimitation de motifs d'organisation spatiale - Application à la cartographie des pédopaysages, Thèse de doctorat, 161 pp., Ecole Nationale d'Agronomie de Montpellier, Montpellier.
- Roseau, B. (2004), Utilisation de la télédétection basse résolution dans l'évaluation de la sensibilité de la végétation à la sécheresse pour les risques d'incendie de forêt : Application à l'Atlas régional Midi-Pyrénées, 87 pp., ISARA-Lyon.
- Rothermel, R.C. (1972), A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels, 50 pp., Rep. No. RP INT-115. SDA Forest Service, Ogden, UT.

- Rouse, J.W., R.H. Haas, S.J. A., and D.W. Deering (1974), Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS, pp. 309-317, Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, Science and Technical Information Office, Washington D.C., Godard Space Flight Center, NASA.
- Roy, D.P., Y. Jin, P.E. Lewis, and C.O. Justice (2005), Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data, *Remote Sensing of Environment*, 97, 137-162.
- Rullan-Silva, C., A. Olthoff, J. Delgado de la Mata, and J. Pajares-Alonso (2013), Remote Monitoring of Forest Insect Defoliation-A Review, *Forest Systems*, 22 (3), 377-391.
- Salas, J., and E. Chuvieco (1992), Dónde arderá el bosque? Previsión de incendios forestales mediante un SIG, pp. 430-446, I Congreso AESIG, Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá de Henares.
- San-Miguel-Ayanz, J. (2002), Methodologies for the evaluation of forest fire risk: from long-term (static) to dynamic indices, *Forest Fires: Ecology and Control*, 117-132.
- San-Miguel-Ayanz, J., J. Carlson, M. Alexander, K. Tolhurst, G. Morgan, R. Sneeuwjagt, and M. Dudley (2003), Current methods to assess fire danger potential, *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data*. World Scientific Publishing, Singapore, 21-61.
- Saniga, M. (2003), Causes of the population decline in capercaillie (*Tetrao urogallus*) in the West Carpathians, *Biologia*, 58 (2), 265-273.
- Santoro, M., C. Beer, O. Cartus, C. Schmullius, A. Schvidenko, I. McCallum, U. Wegmüller, and A. Wiesmann (2011), Retrieval of growing stock volume in boreal forest using hyper-temporal series of Envisat ASAR ScanSAR backscatter measurements, *Remote Sensing of Environment*, 115, 490-507.
- Sauvagnargnes-Lesage, S. (2001), De la prévention à la gestion de crise : l'utilisation des SIG, in *Information géographique et aménagement du territoire, Gestion spatiale des risques* edited by P.H. BRUGNOT G.(Eds), pp. 25-46.
- Sawada, H., Y. Sawada, and Y. Matsuura (2007), Seasonal and annual dynamics of the Siberian forest, Forest and remote sensing: Methods and Operational tools, Montpellier, France, November 5-7 2007.
- Sebastián-López, A., R.E. Burgan, A. Calle, and A. Palacios-Orueta (2007), Calibration of the fire potential index in different seasons and bioclimatic regions of southern Europe, in *4th International Wildland Fire Conference*, Seville, Spain, 2007.
- Sebastián-López, A., R.E. Burgan, and J. San-Miguel-Ayanz (2002), Assessment of fire potential in Southern Europe, *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*, 1-15.
- Sebastián-Lopez, A., J. San-Miguel-Ayanz, and R. Burgan (2002), Integration of satellite sensor data, fuel type maps, and meteorological observations for the evaluation of forest fire risk at pan-European scale, *International Journal of Remote Sensing*, 23 (13), 2713-2719.
- Service de l'observation et des statistiques (2011), Le risque de feux de forêts en France n°45., 40 pp.
- Sinclair, W., and G. Hudler (1988), Tree declines: four concepts of causality, *Journal of arboriculture (USA)*, 14, 29-35.
- Skvarenina, J., E. Krizova, and J.N. Tomlain (2004), Impact of the climate change on the water balance of altitudinal vegetation stages in Slovakia, *Ekologia-Bratislava*, 23, 13-29.
- Spano, D., C. Cesaraccio, P. Duce, and R.L. Snyder (1999), Phenological stages of natural species and their use as climate indicators, *International Journal of Biometeorology* (42), 124-133.
- Spruce, J.P., S. Sader, R.E. Ryan, J. Smoot, P. Kuper, K. Ross, D. Prados, J. Russell, G. Gasser, R. McKellip, and W. Hargrove (2011), Assessment of MODIS NDVI time series data products for detecting forest defoliation by gypsy moth outbreaks, *Remote Sensing of Environment*, 115 (2), 427-437.
- Stehman, S.V., M.C. Hansen, M. Broich, and P.V. Potapov (2011), Adapting a global stratified random sample for regional estimation of forest cover change derived from satellite imagery, *Remote Sensing of Environment*, 115 (2), 650-658.
- Stroppiana D., Pinnock S., Pereira J. M. C., and Grégoire J-M. (2002), Radiometric analysis of SPOT-VEGETATION images for burnt area detection in Northern Australia, *Remote Sensing of Environment*, 82, 21-37.
- Thabeet, A. (2008), Réponse du pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L) aux changements climatiques récents en région méditerranéenne française: spatialisaton et quantification par la télédétection et la dendrochronologie, Thèse de doctorat, 261 pp., Université Paul Cézanne, Marseille.
- Thauvin, G. (2011), Essai de détermination des causes de dépérissements du Pin sylvestre et du Sapin pectiné à l'échelle de la France et des Alpes-Maritimes, Mémoire de fin d'études, 113 pp., AgroParisTech.
- Thompson, M.P., and D.E. Calkin (2011), Uncertainty and risk in wildland fire management: A review, *Journal of Environmental Management*, 92 (8), 1895-1909.
- Thompson, M.P., J.R. Haas, J.W. Gilbertson-Day, J.H. Scott, P. Langowski, E. Bowne, and D.E. Calkin (2015), Development and application of a geospatial wildfire exposure and risk calculation tool, *Environmental Modelling & Software*, 63, 61-72.
- Trabaud, L. (1992), *Les feux de forêts : mécanismes, comportement et environnement*, 278 pp., Aubervilliers : France-sélection.
- Tretiach, M. (1993), Photosynthesis and transpiration of evergreen Mediterranean and deciduous trees in an ecotone during season, *Acta OEcologia* 14 (3), 341-360.

- Van Wagner, C.E. (1987), Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System, *Forestry Technical Repor, Canadian Forest Service, Ottawa*, 35, 37.
- Vasilakos, C., K. Kalabokidis, J. Hatzopoulos, G. Kallos, and Y. Matsinos (2007), Integrating new methods and tools in fire danger rating, *International Journal of Wildland Fire*, 16 (3), 306-316.
- Vennetier, M. (2012), Changements climatiques et déperissements forestiers, in *Changement climatique et modification forestière*, 22, edited by C.N.d.I.R.S.-I.d.H.M.e. contemporaine, pp. 50-60.
- Verbesselt, J., R. Hyndman, G. Newnham, and D. Culvenor (2010a), Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series, *Remote Sensing of Environment*, 114 (1), 106-115.
- Verbesselt, J., R. Hyndman, A. Zeileis, and D. Culvenor (2010b), Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series, *Remote Sensing of Environment*, 114 (12), 2970-2980.
- Wang, J., P.M. Rich, and K.P. Price (2003), Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plains, USA, *International Journal of Remote Sensing*, 24 (11), 2345-2364.
- Wang, K., S.E. Franklin, X.L. Guo, and M. Cattet (2010), Remote Sensing of Ecology, Biodiversity and Conservation: A Review from the Perspective of Remote Sensing Specialists, *Sensors*, 10 (11), 9647-9667.
- Wang, Q., S. Adiku, J. Tenhunen, and A. Granier (2005), On the relationship of NDVI with leaf area index in a deciduous forest site, *Remote Sensing of Environment*, 94 (2), 244-255.
- Wotton, B.M., C.A. Nock, and M.D. Flannigan (2010), Forest fire occurrence and climate change in Canada, *International Journal of Wildland Fire*, 19 (3), 253-271.
- Wulder, M.A., J.C. White, B. Bentz, M.F. Alvarez, and N.C. Coops (2006), Estimating the probability of mountain pine beetle red-attack damage, *Remote Sensing of Environment*, 101 (2), 150-166.
- Xie, Y., Z. Sha, and M. Yu (2008), Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review, *Journal of Plant Ecology*, 1 (1), 9-23.
- Ya'acob, N., A.B.M. Azize, N.A. Mahmon, A.L. Yusof, N.F. Azmi, and N. Mustafa (2014), Temporal Forest Change Detection and Forest Health Assessment using Remote Sensing, pp. 7, International Conferences on Geological, Geographical, Aerospace and Earth Sciences.
- Yebara, M., and E. Chuvieco (2009), Linking ecological information and radiative transfer models to estimate fuel moisture content in the Mediterranean region of Spain: Solving the ill-posed inverse problem, *Remote Sensing of Environment*, 113 (11), 2403-2411.
- Yebara, M., E. Chuvieco, and D. Riaño (2008), Estimation of live fuel moisture content from MODIS images for fire risk assessment, *Agricultural and Forest Meteorology*, 148 (4), 523-536.
- Yebara, M., P.E. Dennison, E. Chuvieco, D. Riano, P. Zylstra, E.R. Hunt, Jr., F.M. Danson, Y. Qi, and S. Jurdao (2013), A global review of remote sensing of live fuel moisture content for fire danger assessment: Moving towards operational products, *Remote Sensing of Environment*, 136, 455-468.
- Zhang, X., M.A. Friedl, C.B. Schaaf, A.H. Strahler, J.C.F. Hodges, F. Gao, B.C. Reed, and A. Huete (2003), Monitoring vegetation phenology using MODIS, *Remote Sensing of Environment*, 84, 471-475.

# ANNEXES

---

## *Publications*

- E. Cano, J. P. Denux, M. Bisquert, L. Hubert-Moy, V. Chéret (2015), Improved forest mapping based on MODIS time series and landscape stratification, *International Journal of Remote Sensing* (*en révision*).
- J. Lambert, J. P. Denux, J. Verbesselt, G. Balent, V. Chéret (2015), Detecting clear-cuts and decreases in forest vitality using MODIS NDVI time series, *Remote Sensing*, vol. 7 (4), pp. 3588-3612.
- J. Lambert, C. Drénou, J. P. Denux, G. Balent, V. Chéret (2013), Monitoring forest decline through remote sensing time series analysis, *Giscience & Remote Sensing*, vol. 50 (4), pp. 437-457.