



**HAL**  
open science

## Impact du changement climatique sur les risques en forêt : le cas de l'incendie et de ses interactions avec la sécheresse et les pullulations d'insectes

Jean-Luc Dupuy, Thomas Boivin, Y. Duché, Nicolas Martin-StPaul, François Pimont, Eric Rigolot

### ► To cite this version:

Jean-Luc Dupuy, Thomas Boivin, Y. Duché, Nicolas Martin-StPaul, François Pimont, et al.. Impact du changement climatique sur les risques en forêt : le cas de l'incendie et de ses interactions avec la sécheresse et les pullulations d'insectes. *Innovations Agronomiques*, 2015, 47, pp.29-50. 10.15454/1.4622684825197546E12 . hal-02630027

**HAL Id: hal-02630027**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02630027>**

Submitted on 27 May 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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

## **Impact du changement climatique sur les risques en forêt : le cas de l'incendie et de ses interactions avec la sécheresse et les pullulations d'insectes.**

**Dupuy J.L.<sup>1</sup>, Boivin T.<sup>1</sup>, Duché Y.<sup>2</sup>, Martin-StPaul N.<sup>1</sup>, Pimont F.<sup>1</sup>, Rigolot E.<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> INRA, UR629 Ecologie des Forêts Méditerranéennes (URFM), 228 route de l'aérodrome, Domaine de Saint-Paul, Site Agroparc, CS 40509, F-84914 Avignon Cedex 9

<sup>2</sup> ONF, service DFCI Méditerranée, 46 avenue Paul Cézanne, CS80411, F-13098 Aix-en-Provence Cedex 2.

**Correspondance** : jean-luc.dupuy@paca.inra.fr

### **Résumé**

Le changement climatique devrait, en Europe, conduire à une aggravation des risques naturels encourus par les forêts. Pour les régions méditerranéennes, les risques connus les plus importants sont la sécheresse, les incendies de forêt et les attaques d'insectes. Les projections du danger d'incendie de forêt indiquent que les feux seront plus fréquents et plus intenses en région méditerranéenne et que l'aire géographique soumise à ce risque s'étendra vers le nord de l'Europe. Ces projections à grande échelle reposent sur des relations empiriques établies entre le climat et un indicateur du danger d'incendie. Pour affiner ces projections et les appliquer aux échelles de la gestion forestière, dans un contexte de changement climatique, les processus biophysiques du fonctionnement des couverts forestiers qui déterminent l'état du combustible sont à considérer. Ces processus sont impactés par la sécheresse, et les pullulations d'insectes peuvent aussi modifier brutalement et fortement le combustible. Une fois le combustible connu, la prédiction de l'intensité et de l'impact des feux est possible grâce aux modèles physiques de propagation, y compris dans des conditions nouvelles de végétation. Dans cet article, nous rapportons les projections du danger d'incendie en Europe et discutons leurs limites, nous illustrons les interactions possibles entre pullulations d'insectes et incendies, et nous présentons nos travaux de modélisation du feu et du combustible forestier basée sur les processus qui relient le climat, la végétation et le feu.

**Mots-Clés** : Forêt, Europe, Méditerranée, Changement climatique, Risque, Incendie, Sécheresse, Insectes, Combustible

**Abstract:** Climate change impacts on natural risks in forests: the case of wildfire and its interactions with drought and insect outbreaks.

In Europe, climate change is expected to exacerbate natural risks in forests. For the Mediterranean regions, the most important known risks are drought, wildfires and insect attacks. The projections of forest fire danger indicate that fires will be more frequent and more intense in Mediterranean region and that the geographical area subjected to this risk will extend towards the north of Europe. These large-scale projections rest on empirical relations linking climate variables and fire danger indices. To refine these projections and apply them to forest management scales, in a context of climate change, the biophysical processes of forest functioning that determine fuel moisture and fuel amount are to be considered. Drought impacts these processes, but insect outbreaks may also change fuels fast and strongly. Once fuel is known, fire intensity and impacts may be predicted thanks to physics-based models for fire behaviour, including in new fuel conditions. In this article, we report the projections of forest fire danger for Europe and discuss their limits, we illustrate the possible interactions between insect outbreaks and wildfires, and we describe our fuel and fire modelling approaches, which are based on processes linking climate, vegetation and fire.

**Keywords:** Forest, Europe, Mediterranean, Climate change, Risk, Wildfire, Drought, Insects, Fuel

## Introduction

Les forêts sont menacées par de nombreux risques dits naturels, qui sont aussi vus par les écologues comme des perturbations de l'écosystème. En Europe, les tempêtes, les scolytes et les incendies représentent les menaces les plus importantes, sont fortement sensibles au climat et pourraient compromettre le stockage de carbone par les forêts (Seidl et al., 2011, 2014). Au cours du demi-siècle précédent, les pertes de volume de bois causées par les tempêtes, les incendies et les agents biotiques en Europe sont estimées à 53%, 16% et 16 % des dommages toutes perturbations confondues (35 millions de m<sup>3</sup> par an, Schelhaas et al., 2003). Les scolytes, essentiellement présents en Europe centrale, représentent la moitié des dommages causés par les risques abiotiques. Les incendies de forêt sont concentrés pour plus de 90% des surfaces parcourues dans les régions méditerranéennes de l'Europe (hors Russie et Ukraine, source EFFIS, European Forest Fire Information System). Dans ces régions, les incendies représentent, avec la sécheresse et les attaques d'insectes, la menace la plus importante pour les forêts (Lindner et al., 2010).

Selon les projections du climat en Europe réalisées pour le 4<sup>ème</sup> rapport d'évaluation du GIEC, les régions méditerranéennes devraient connaître, dans les décennies à venir, le plus fort réchauffement en Europe, une baisse des précipitations et des événements extrêmes plus fréquents (Christensen et al., 2007). Ces changements indiquent que les menaces devraient augmenter pour les forêts méditerranéennes (Lindner et al., 2010). Le réchauffement climatique devrait aussi conduire à une extension depuis la Méditerranée vers le nord de l'Europe, des aires géographiques favorables aux incendies de forêt à la fin du siècle (Moriondo et al., 2006). Cette projection est à mettre en parallèle avec l'extension prévue de l'aire potentielle de répartition des espèces méditerranéennes (Figure 1). Les projections de climat plus récentes, réalisées selon les nouveaux scénarios du GIEC (Rogelj et al., 2012), confirment ces tendances (Lindner et al., 2014).

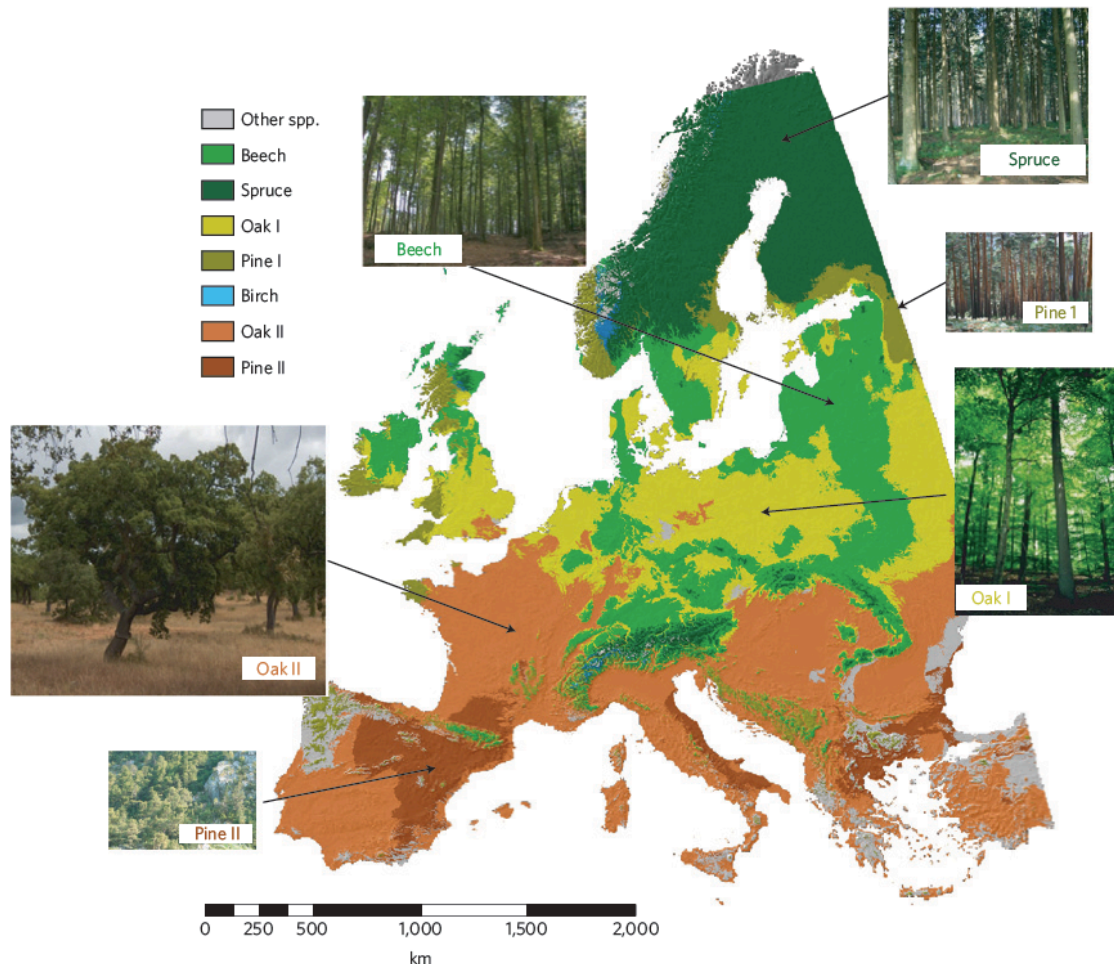
Pour la France, c'est l'essentiel du territoire national qui connaîtrait un danger d'incendie significatif, avec notamment un fort accroissement dans un grand quart nord-ouest de la France (Chatry et al., 2010).

Dans ce contexte, les incendies pourraient, avec d'autres perturbations comme les pullulations d'insectes, devenir un processus indirect, mais majeur, de l'impact du changement climatique sur les forêts européennes, comme cela semble démontré pour d'autres continents (Vose et al., 2012).

L'unité d'Ecologie des Forêts Méditerranéennes de l'INRA d'Avignon conduit des recherches en écophysiologie, en entomologie forestière et sur les feux de forêts depuis plusieurs décennies. Dans cet exposé sur les impacts du changement climatique sur les risques en forêt, nous avons choisi de nous focaliser sur le cas des incendies de forêt et de ses interactions avec la sécheresse et les pullulations d'insectes. Ces interactions passent par le combustible forestier, c'est à dire la biomasse disponible pour le feu. Le niveau de sécheresse impacte, via le fonctionnement du couvert végétal, la disponibilité en combustible des forêts (teneur en eau, production de matériel mort). Les sécheresses extrêmes et les pullulations d'insectes induisent des dépérissements qui modifient fortement l'état du combustible par rapport à un fonctionnement sans perturbation.

Cet article a pour objectifs de proposer un état des lieux des projections de l'impact du changement climatique sur le risque d'incendie de forêt, d'illustrer les conséquences possibles de l'interaction entre incendies et pullulations d'insectes, et de montrer en quoi les recherches de l'INRA contribuent à améliorer la connaissance et la prédiction des interactions entre climat, végétation et feu, et ainsi l'évaluation du risque d'incendie. Dans la section 1, nous présentons l'incendie de forêt à la fois sous l'angle d'une perturbation écologique ou d'un risque, ainsi que les données qui permettent de caractériser le phénomène. La section 2 rappelle les déterminants du danger ou aléa d'incendie en insistant sur ses liens avec le climat. Dans la section 3, nous décrivons l'exemple des attaques de scolytes en Amérique du Nord, qui fait l'objet d'un débat scientifique sur l'interaction entre incendies et pullulations d'insectes depuis une décennie environ. Dans la section 4, nous proposons un état des

lieux des projections de l'aléa d'incendie sous l'effet du changement climatique pour l'Europe et la section 5 discute les limites de ces projections. La section 6 présente les avancées récentes de l'INRA et de ses collaborateurs dans la modélisation physique de la propagation des feux. L'intérêt de cette approche basée sur les processus est illustré à travers la simulation de situations complètement nouvelles, i.e. des forêts impactées par des attaques de scolytes. Enfin, la section 7 présente des travaux en cours à l'INRA et leurs perspectives, qui visent à mieux rendre compte des variations des caractéristiques du combustible sur la base de processus biophysiques.



**Figure 1:** Aires potentielles de distribution des espèces ligneuses majeures à l'horizon 2070-2100, sous un scénario de réchauffement modéré (Hanewinkel et al., 2012). Oak II représente les chênes méditerranéens, Pine II les pins méditerranéens.

## 1. L'incendie de forêt, perturbation écologique et risque

Le feu est une perturbation de nombreux écosystèmes terrestres, en particulier forestiers, qui a contribué fortement à les façonner et régule leur composition, leur structure et leur fonctionnement (Bond et Keeley, 2005). C'est le cas des forêts méditerranéennes qui présentent, en général, une bonne résilience au feu. De ce point de vue, le feu est bénéfique car il constitue sur le long terme un agent de stabilité. Il peut à ce titre être utilisé par l'homme pour gérer les écosystèmes.

La résilience au feu des écosystèmes méditerranéens repose sur différents traits selon les plantes, arborées ou non, qui peuvent résulter d'adaptations au feu (Keeley et al., 2012). Certaines sont résistantes : leur taux de mortalité après passage du feu est faible (espèces arborées comme le pin pignon ou le chêne liège). D'autres possèdent des traits reproductifs qui assurent une bonne

régénération après incendie (e.g. pin d'Alep). Ces "stratégies" ne sont cependant efficaces que dans les limites d'un régime de feu particulier.

Le régime de feu est caractérisé par la fréquence du feu, la saisonnalité, la distribution de surfaces brûlées, le type de feu (e.g. feu courant au sol ou feu de cimes) et l'intensité (Gill, 1973). C'est un concept qui caractérise les feux de végétation sur le long terme. Un changement du régime des feux peut rendre certaines "stratégies" inopérantes et aboutir à un changement durable de la composition de l'écosystème. Ce changement peut être perçu comme un risque si l'enjeu est de conserver la forêt dans son état.

En région méditerranéenne particulièrement, l'incendie peut être suivi d'épisodes de fortes précipitations avant qu'une couverture végétale ait pu se mettre en place. En zone de collines ou de montagne, les sols sont alors menacés par une érosion brutale. On peut aussi assister à un glissement de terrain. C'est un autre cas où l'écosystème n'est pas forcément résilient.

L'incendie de forêt est plutôt perçu comme un risque par les populations humaines. Il constitue en effet une menace, un danger, pour les vies humaines, pour la santé (fumées), pour l'habitat humain et les infrastructures, pour les biens et services offerts par les forêts qui leur confèrent une certaine valeur (e.g. valeur paysagère).

Dans le domaine des risques environnementaux, le risque est défini comme la probabilité qu'un événement dangereux survienne et produise des conséquences négatives sur des enjeux en diminuant leur valeur, qu'elle soit marchande ou non (Smith, 2013). Les conséquences seront d'autant plus négatives que le danger est fort, que l'enjeu est vulnérable - peu résistant ou peu résilient - à ce danger, et que l'exposition de l'enjeu au danger et la valeur accordée à cet enjeu sont élevées. Le risque est souvent évalué par le produit d'un aléa et des impacts sur les enjeux qui y sont exposés. L'aléa est la probabilité d'un danger d'un certain niveau, il est souvent estimé par la fréquence d'un événement d'une intensité donnée. L'impact mesure une perte de valeur associée à un niveau de danger, il est le plus souvent corrélé positivement à l'intensité de l'évènement.

L'incendie de forêt est un événement qui débute par une éclosion de feu puis se propage dans la végétation et s'arrête lorsque les conditions de propagation deviennent défavorables ou qu'une intervention humaine l'éteint. Pour l'incendie de forêt, l'aléa est caractérisé par la fréquence d'éclosion, la surface parcourue ou brûlée par le feu, et l'intensité du feu, dont la mesure la plus adaptée est une grandeur physique, la puissance. Les dommages observés sur le sol et la végétation, qui caractérisent en fait l'impact des feux sur l'écosystème et non l'aléa, peuvent aussi servir d'indicateurs de l'intensité.

La fréquence des feux est estimée par le nombre de départs de feux dans un territoire donné et sur une période de temps donnée. On peut aussi estimer le nombre de passages du feu en un point du territoire par unité de temps, on parle alors plutôt d'occurrence de feu. L'occurrence du feu dépend à la fois de la fréquence des éclosions et de la surface parcourue. Lorsqu'il s'agit de cartographier l'aléa d'incendie, la définition la plus adaptée de l'aléa est le produit de la probabilité d'occurrence et de la puissance du feu. L'occurrence apparaît aussi souvent sous le terme synonyme d'activité (comme l'activité volcanique).

Le terme de risque est souvent employé de manière abusive pour désigner en fait l'aléa d'incendie. L'analyse ou l'évaluation du risque sont en fait contraintes par les données disponibles. Les données collectées sur le terrain sont plutôt rares et ne sont pas enregistrées systématiquement concernant l'intensité et l'impact des feux. Les données satellitaires constituent une autre source de données permettant d'évaluer un niveau d'intensité et d'impact à l'aide d'indices (e.g. NDVI, dNBR).

La surface brûlée par un feu peut être un indicateur de son impact, i.e. plus un feu est grand, plus il a un impact élevé sur la végétation et le milieu physique toute chose égale par ailleurs. Les feux les plus grands, en Europe méditerranéenne, se produisent en été et ont le plus souvent un impact très élevé sur le paysage et la végétation.

En Europe, des données de départs de feu et de surfaces brûlées sont disponibles sur une profondeur historique de plusieurs décennies. Depuis 1980 au moins, ces données sont recueillies systématiquement dans les pays méditerranéens de l'Union européenne (Espagne, France, Grèce, Italie et Portugal). Les observations satellitaires constituent une autre source de données de plus en plus pertinente pour l'estimation systématique des surfaces brûlées (Giglio et al., 2006).

Les incendies parcourent annuellement une superficie de l'ordre de 500 000 hectares en Europe (hors Ukraine et Russie), forêts et landes incluses. Pour les pays méditerranéens, la surface brûlée annuelle est de 460 000 hectares (Espagne, France, Grèce, Italie et Portugal, 1983-2012), et semble avoir diminué depuis la période 1990-1995 dans les cinq pays considérés, excepté au Portugal (d'après les données EFFIS, European Forest Fire Information System).

Au moins pour la France, où la diminution de la surface brûlée en région méditerranéenne est nette depuis 1990, la politique de prévention et de lutte mise en place pour contenir les feux et ainsi diminuer les surfaces brûlées a été un succès et ce malgré un nombre de départs de feu enregistrés plutôt stable (Chatry et al., 2010). L'intervention humaine peut ainsi contribuer à réduire l'aléa mais aussi à favoriser la fermeture des milieux, conduisant à une végétation plus continue et accumulant davantage de combustible.

## **2. Les déterminants de l'aléa d'incendie**

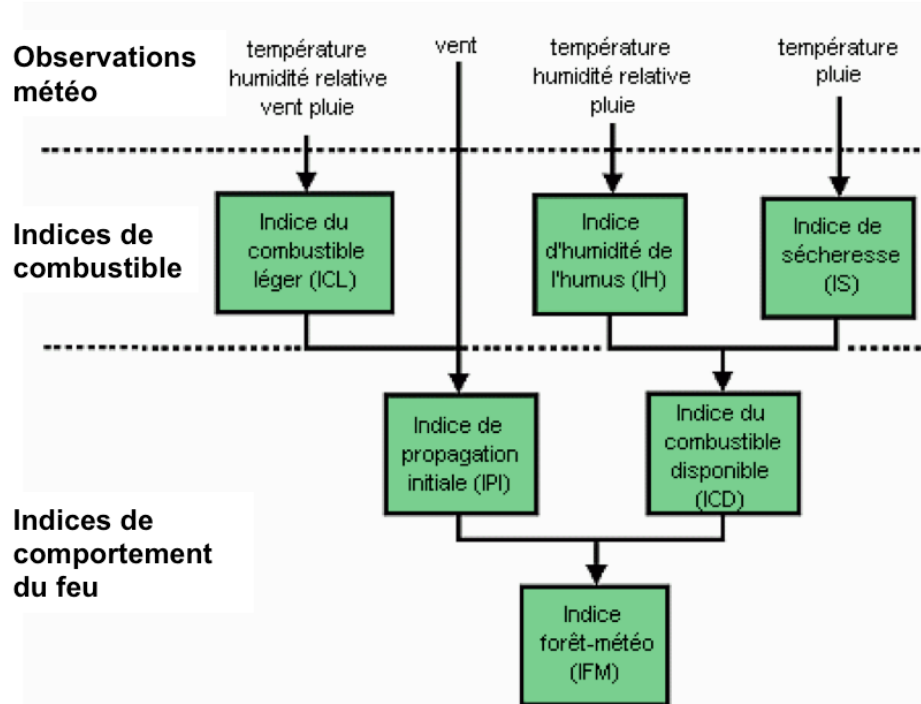
En Europe, la durée d'un incendie est de quelques heures à quelques jours et son échelle spatiale dépasse rarement quelques milliers d'hectares. A cette échelle de temps, les déterminants biophysiques du feu sont les conditions météorologiques (vent, température, humidité relative de l'air, foudre), le combustible (quantité, structure et teneur en eau de la biomasse et de la nécro-masse disponibles pour la combustion), et la topographie. Le vent agit directement sur la propagation du feu en la favorisant, mais la température et l'humidité de l'air conditionnent la teneur en eau des éléments morts les plus fins. La teneur en eau joue un rôle important pour les bilans thermiques et a un fort effet sur la vitesse et la puissance du feu. Elle est aussi un déterminant biophysique de l'éclosion des feux. Aux échelles temporelles de la décade à la saison, les conditions atmosphériques (rayonnement, températures, précipitations) conditionnent la teneur en eau de la biomasse et des éléments morts plus grossiers et modulent la quantité de biomasse et de nécro-masse. Ces quantités affectent la propagation mais aussi la puissance du feu. Enfin, les conditions atmosphériques déterminent, avec les conditions de relief et de sol et les contraintes liées aux processus biologiques, le type de végétation et l'accumulation de biomasse aux échelles de temps plus longues.

Le climat est par conséquent un déterminant primordial de l'aléa d'incendie (et du régime des feux). Ses variations se traduisent avant tout par des variations de combustible, en première approche de la quantité disponible et de la teneur en eau, les processus biologiques régulant ces variations dans certaines limites. L'indice forêt-météo canadien (IFM) est un indice opérationnel de danger de feu (Encadré) très utilisé et calculé à partir de variables climatiques seulement. La littérature offre de nombreuses preuves du rôle primordial du climat (e.g. Moritz et al., 2012 ; Hernandez, 2015).

Les processus qui déterminent l'aléa d'incendie sont cependant plus complexes. Climat, relief et sols interagissent avec les processus biologiques et les facteurs anthropiques pour déterminer la composition et la structure de la végétation. En Europe en particulier, les activités humaines impactent l'usage des terres, la composition et la structure des forêts à travers la gestion et le nombre de départs d'incendie. La continuité et la quantité de combustible sur un territoire sont sur le long terme affectées par l'homme et peuvent moduler la relation entre climat et feu (Pausas et Fernandes-Munoz, 2012 ; Pausas et Paula, 2012). La défoliation ou la mort des arbres ou d'arbustes résultant d'attaques d'insectes peuvent aussi être vues comme des processus déterminant les caractéristiques du combustible forestier.

### L'indice forêt-météo (IFM)

L'IFM est un indice de danger qui rend compte d'un niveau d'intensité de feu attendu. Il est calculé à partir des données quotidiennes de température maximale, d'humidité relative de l'air et de vent de la saison. Il résulte en fait du calcul de six indices, dont trois rendent compte de l'influence des conditions météorologiques sur la teneur en eau du combustible (i.e. trois temps de réponse différents pour le combustible). L'IFM a été élaboré au Canada sur des bases essentiellement empiriques (Van Wagner, 1987). Diverses études ont montré qu'il est raisonnablement adapté aux conditions méditerranéennes (Camia et Amatulli, 2009). Plusieurs études montrent une corrélation de l'indice de sécheresse avec la teneur en eau de certaines espèces méditerranéennes (Castro et al., 2003 ; Ceccato et al., 2003 ; Pellizzaro et al., 2007 ; Viegas et al., 2001). Il a été adopté à l'échelle de l'Union européenne comme indicateur du danger d'incendie.



### 3. Pullulations d'insectes et incendies: un exemple venu de l'Amérique du Nord

Les incendies et les pullulations d'insectes sont des perturbations de l'écosystème concomitantes ou séquentielles. La manière dont leurs interactions évoluent dans le cadre du changement climatique reste méconnue (Turner, 2010). A l'échelle de l'Europe ou de l'Europe méditerranéenne, les insectes sont la première perturbation biotique des forêts. S'il est difficile de prévoir sur le long terme les pullulations d'insectes compte tenu de la complexité des processus en jeu, elles peuvent être un facteur favorisant la survenue d'incendies plus intenses.

Dans l'ouest des Etats-Unis, les mortalités massives d'arbres liées au Dendroctone du pin Ponderosa, une espèce de scolyte (insecte coléoptère), et l'accroissement de la fréquence et de l'intensité des incendies depuis le début du 21<sup>ème</sup> siècle sont des exemples qui nourrissent particulièrement le débat scientifique avec des enjeux de gestion (Hicke et al., 2012). Le Dendroctone se nourrit du cambium (ou bois vivant) des arbres, ce qui interfère directement avec la physiologie de l'arbre attaqué, qui peut résister ou mourir. Lorsque les populations de cet insecte atteignent brutalement des niveaux très élevés (pullulations), on observe des mortalités massives d'arbres qui remodelent des paysages entiers et qui ont de graves incidences économiques, environnementales et sociétales. Si les mécanismes qui contribuent aux pullulations de scolytes sont complexes et difficilement prédictibles, la hausse des températures hivernales et estivales tend typiquement à favoriser la démographie des insectes en

réduisant la mortalité et en accélérant la vitesse de développement, tandis que l'accroissement de la fréquence des stress hydriques défavorise la croissance et altère les mécanismes de défense des arbres contre ces parasites. Dans l'ouest des Etats-Unis, entre les années 2000 et 2013, des conditions climatiques de plus en plus chaudes et sèches couplées à une forte abondance de pins *Ponderosa* vulnérables a conduit à des pullulations de scolytes qui ont détruit près de 71 000 km<sup>2</sup> de forêts de pins. Les mortalités d'arbres induites par les scolytes peuvent influencer le comportement des feux de forêts en modifiant l'inflammabilité, la continuité et la structure des combustibles (Jenkins et al., 2008 ; Simard et al., 2011). En effet, peu après la mort de l'arbre, les aiguilles s'assèchent et roussissent, ce qui accroît la combustibilité des cimes (stade « rouge »). Après quelques mois ou années, les aiguilles desséchées et les brindilles chutent au sol, ce qui augmente la quantité de combustible de surface (stade « gris »). Une analyse rétrospective à l'échelle de l'ouest des Etats-Unis montre que, pour des années de sécheresse extrême et de forte activité d'incendies, les attaques massives de scolytes n'affectent pas les surfaces brûlées (Hart et al., 2015). L'impact des dépérissements liés aux scolytes sur les surfaces brûlées pourrait cependant être différent dans des conditions climatiques moins sévères. Dans tous les cas, ces dépérissements peuvent modifier la qualité et la quantité des combustibles et donc affecter l'intensité et l'impact des feux à l'échelle des massifs forestiers.

Il est donc important de continuer d'explorer les mécanismes à l'œuvre dans les interactions entre feux et épidémies d'insectes. Nous montrerons en quoi les modèles de feu basés sur des processus peuvent contribuer à l'avancement des connaissances dans ce domaine (section 6).

#### 4. Etat des lieux des projections du risque d'incendie

La plupart des projections de l'impact du changement climatique sur le risque d'incendie utilisent des indices d'activité ou d'intensité des feux calculés sur la base de variables climatiques exclusivement. Ces variables sont calculées par des modèles globaux de circulation atmosphérique (GCM), ou des modèles régionaux de circulation atmosphérique (RCM) forcés par des modèles globaux, sous les scénarios d'émissions établis par le GIEC.

Les projections d'impact sur le risque d'incendie sont donc en fait des projections de l'aléa réalisées sur la base de relations entre climat et feu. Quelques modélisations incorporent aussi des variables biologiques (e.g. types fonctionnels, Scholze et al., 2006). Des modélisations plus complexes, qui rendent compte des interactions entre climat, végétation et feu, font l'objet de recherches mais elles sont limitées actuellement à la reconstitution de données historiques (e.g. Thonicke et al., 2010).

Dans un contexte d'augmentation des surfaces forestières d'une part, d'extension des aires péri-urbaines d'autre part, les enjeux exposés au risque d'incendie ne devraient pas diminuer à l'échelle de l'Europe ou d'un pays. La projection de l'aléa donne donc un éclairage pertinent sur le devenir du risque d'incendie à ces échelles.

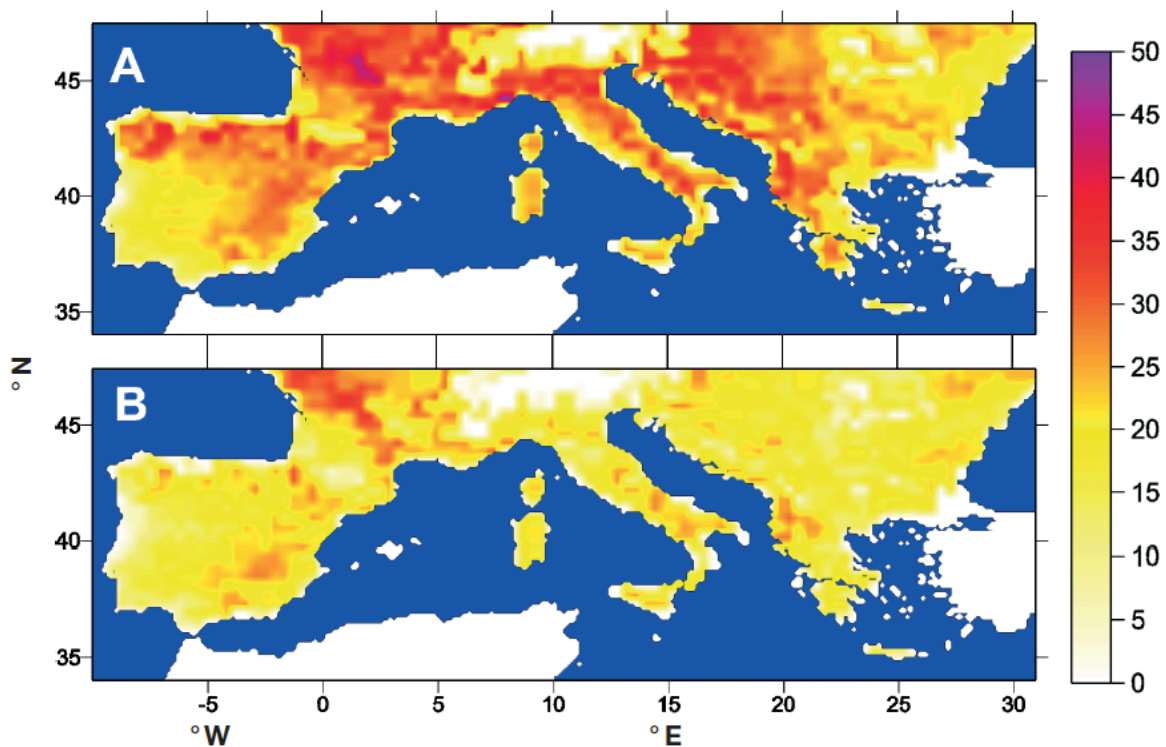
Les projections à l'échelle globale informent sur les grandes aires géographiques et sur les biomes susceptibles de connaître un changement de l'activité des feux. Ainsi, à l'horizon 2070-2099 et sous le scénario d'émissions A2, un accroissement de l'activité des feux est vraisemblable ou très vraisemblable sur la majeure partie des surfaces occupées par les forêts boréales et tempérées ; il est assez vraisemblable pour les forêts et landes méditerranéennes (Moritz et al., 2012). Ces projections à l'horizon 2070-2099 sont réalisées à partir de variables climatiques seulement, mais elles sont en bon accord avec une étude antérieure de Scholze et al. (2006) qui prenait aussi en compte les processus biologiques à travers des types fonctionnels de végétation. Cependant, les prédictions des GCM ne sont pas adaptées pour évaluer l'impact du changement climatique à des échelles telles que l'Europe méditerranéenne ou la France.

Pour considérer les impacts du changement climatique à l'échelle de l'Europe méditerranéenne, Moriondo et al. (2006) ont utilisé le RCM HadRM3 avec une résolution spatiale de l'ordre de 50 x 50 km.



Les simulations de climat ont été utilisées pour projeter à l'horizon 2071-2100, sous les scénarios d'émissions A2 et B2, l'indice forêt-météo (IFM) canadien de danger de feu. L'IFM a été conçu pour indiquer un niveau d'intensité des feux, mais il serait également corrélé positivement au nombre de feux et permettrait de définir des seuils, i.e. un seuil bas (IFM=15) indiquant le début et la fin de la saison favorable au feu et un seuil haut (IFM=45) indiquant un danger extrême (Hanson et Palukitof, 2005). L'IFM traduit donc les deux composantes de l'aléa que sont la fréquence et l'intensité des feux mais permet aussi de calculer une longueur de la saison de feux et la fréquence d'évènements extrêmes.

Les projections de Moriondo et al. (2006) ont montré que l'IFM moyen saisonnier (i.e. IFM moyenné sur la saison de feu) augmente pour toute l'Europe méditerranéenne (Figure 2) de 16 % sous le scénario B2 et de 23 % sous le scénario B2. La Figure 2 montre que la zone d'étude n'est pas strictement limitée à la région méditerranéenne actuelle, elle englobe par exemple la moitié sud de la France. Le plus fort accroissement de l'IFM moyen est observé en France (21 et 29 % respectivement) et pour les zones d'altitude modérée (300 à 900 m). Croisé avec la carte de végétation forestière, cela montre que la partie centrale de la France et les zones de moyenne montagne de l'Europe méditerranéenne devraient être fortement affectées. La durée de la saison de feu augmente également de 30 à 40 jours pour l'ensemble de la zone considérée selon le scénario considéré. En France, elle passerait de 50 à 80 jours environ. Le nombre de jours de danger extrême passerait de 20 à plus de 30 pour l'ensemble de la zone, avec l'augmentation la plus forte en France (de 15 à 30 jours en scénario B2 et 35 jours en A2).



**Figure 2:** Changement en pourcentage de l'indice forêt-météo (IFM) moyen saisonnier pour les scénarios (A) A2 et (B) B2 à l'horizon 2071-2100 (Moriondo et al., 2006).

Plus récemment, Amatulli et al. (2013) ont également réalisé des projections d'impact du changement climatique sur l'aléa d'incendie en Europe méditerranéenne à l'horizon 2100, avec un RCM (HIRAM, résolution de 50 x 50 km dans l'étude) et sous les scénarios d'émissions A2 et B2. Les variables projetées sont un indice dérivé de l'IFM et les surfaces brûlées, pour cinq pays méditerranéens de l'Union européenne (EU-Med) : Espagne, France (France-Med, région méditerranéenne seulement), Grèce, Italie et Portugal. L'indice dérivé (SR) traduit la difficulté à lutter contre l'incendie et ses moyennes mensuelle (MSR) et saisonnière (SSR) ont été calculées pour chaque pays. En utilisant la base de données EFFIS, Amatulli et al. (2013) ont développé plusieurs modèles statistiques prédisant

la surface brûlée en fonction de deux variables sélectionnées parmi les composantes de l'IFM ou le MSR, les prédicteurs sélectionnés changeant d'un pays à l'autre et pour l'ensemble de l'Europe méditerranéenne. La variance d'un jeu de données de validation expliquée par le modèle jugé le meilleur est de 74 %, variant de 43 % (Portugal) à 77% (Italie) selon le pays considéré (49% pour la France méditerranéenne). Le SSR augmente de 25% et 38 % pour EU-Med, avec de fortes disparités d'un pays à l'autre, pour les scénarios B2 et A2 respectivement. Pour France-Med, le SSR augmente de 31% en scénario B2 et de 49% en scénario A2, le plus fort taux après le Portugal (51%). Ces prédictions ne sont pas directement comparables à celles de Moriondo et al. (2006), mais indiquent également une augmentation de l'aléa, dans des proportions qui sont plus élevées. Cela peut aussi simplement provenir de l'indice choisi (SR versus IFM) et de son "comportement" lorsqu'il est moyenné dans le temps (saison) et l'espace (aire géographique).

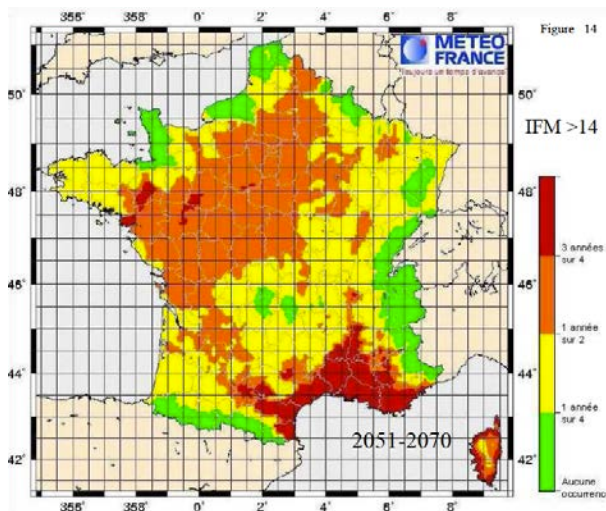
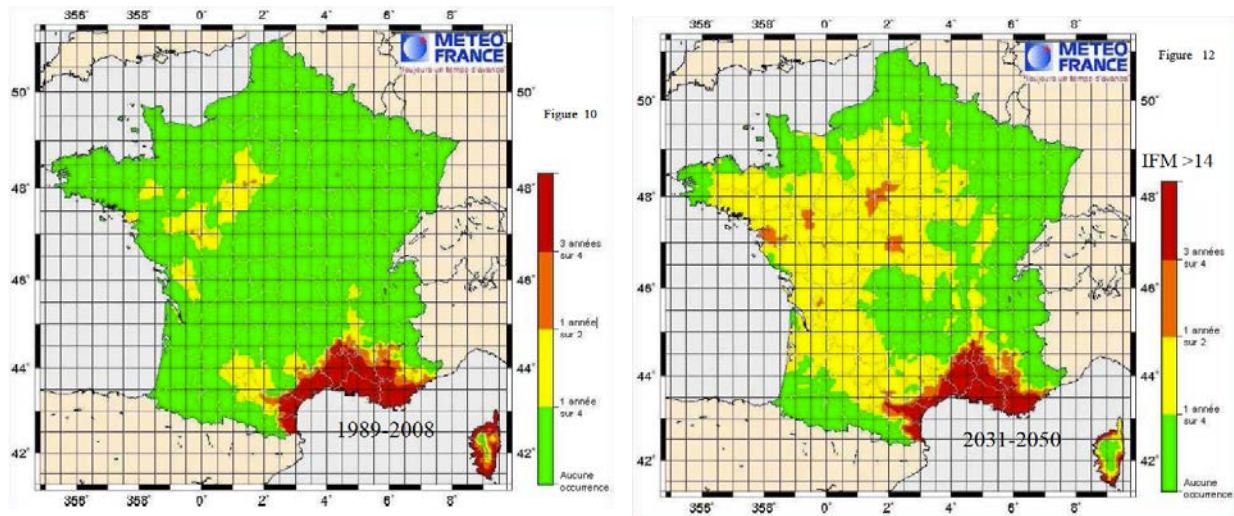
Le point le plus nouveau dans les projections de Amatulli et al. (2013) concerne les surfaces brûlées. Elles augmenteraient de 66 % et 140 % pour EU-Med pour les scénarios B2 et A2 respectivement, de 75% et 129 % pour France Med et de 504% et 839 % pour l'Espagne. Si ces chiffres sont pour la plupart comparables aux augmentations trouvées dans d'autres régions du monde, ceux de l'Espagne sont jugés irréalistes. L'explication la plus convaincante dans le cas de l'Espagne est que l'un des indices prédicteurs considérés, l'indice de sécheresse, n'est pas borné et perd sa signification sous le climat extrême projeté en Espagne (i.e. le combustible sec ne peut pas sécher davantage et si tout le combustible est sec, la disponibilité en combustible ne peut plus augmenter). Il se pose aussi le problème du changement de végétation qu'on peut attendre sous ce climat extrême, qui n'est pas pris en compte dans cette modélisation, et pourrait conduire à une disponibilité plus faible et une structure discontinue de la biomasse combustible.

Pour la France, une projection de l'IFM a été réalisée par Météo-France dans le cadre d'une mission interministérielle sur le changement climatique et l'extension des zones sensibles au feu (Chatry et al., 2010). Le climat a été simulé avec le modèle Arpège-Climat (résolution de 50 x 50 km) pour les scénarios d'émissions A1B, A2 et B2 à trois horizons et les données projetées sur une grille de 8 x 8 km par une technique de descente d'échelle. Les résultats sont présentés pour deux horizons (2031-2050, 2051-2070) et le scénario A2 (les trois scénarios produisent, à ces horizons, des tendances climatiques similaires).

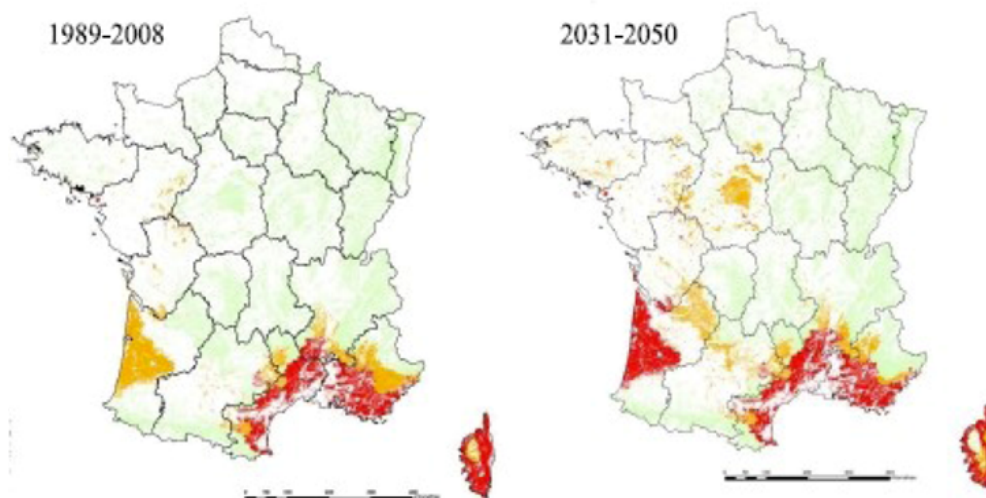
Pour évaluer l'extension des zones géographiques présentant un niveau de danger élevé, le pourcentage de jours dans l'année (restreint à la période du 15 mai au 15 octobre) où l'IFM est supérieur à 14 est calculé et le niveau de danger est représenté en quatre classes que nous nommerons faible, moyen, élevé et très élevé (Figure 3). Le niveau de danger très élevé progresse sur les marges de la région méditerranéenne actuelle, donc en particulier vers les zones de moyenne montagne. Les régions de l'ouest et du centre de la France passent d'un niveau faible à moyen à l'horizon 2031-2050, à un niveau élevé qui couvre un grand quart nord-ouest à l'horizon 2051-2070. A cet horizon, la quasi-totalité du territoire national passe en niveau moyen à l'exception des zones de haute montagne et des zones côtières du Nord-Ouest. On notera que l'indicateur utilisé montre un niveau de danger faible pour la période de référence dans le massif des landes, qui connaît pourtant un nombre très élevé de départs de feu par an (la Gironde est le département qui a le nombre de départs de feux le plus élevé).

Ces résultats portent sur un danger purement climatique qui ne tient pas compte de l'occupation du sol. Pour produire un résultat plus réaliste en terme de danger pour les forêts, l'indicateur climatique a été croisé avec un niveau de sensibilité au feu des types forestiers (i.e. propension à propager le feu, indépendamment du climat) estimé à dire d'experts (ONF) et sur la base des données d'inventaire (IFN). Il en résulte un indice combiné de sensibilité aux incendies exprimé en trois classes. La projection de cet indice combiné ne concerne alors que l'horizon 2031-2050 considérant qu'à cet horizon, la couverture forestière et sa composition ne pourront pas évoluer significativement (Figure 4). Seuls les

massifs de plus de 100 ha sont représentés. Les landes de Gascogne apparaissent alors comme des zones de danger moyen dans la période de référence et élevé à l'horizon 2031-2050.



**Figure 3:** Niveaux de danger calculés sur la proportion de jours dans la saison (15 mai-15 octobre) d'IFM > 14, pour la période de référence et les horizons 2040 et 2060 (Chatry et al., 2010).



**Figure 4:** Indice de sensibilité au feu des massifs forestiers (>100 ha) en trois classes (faible, moyen, élevé), pour la période de référence et à l'horizon 2040.

## 5. Les limitations des projections actuelles de risque d'incendie

La qualité des projections d'activité et d'intensité du feu est conditionnée par la qualité des projections climatiques et la pertinence des modèles reliant les variables climatiques aux variables décrivant le feu.

L'évaluation des incertitudes des projections climatiques (e.g. Hawkins et Sutton, 2009) fait l'objet de recherches qui dépassent très largement le cadre du présent document, mais il convient d'exposer quelques notions pour replacer les projections précédentes dans ce contexte d'incertitude. A l'échelle de quelques décennies (< 40 ans), l'incertitude des projections est dominée par la variabilité intrinsèque du climat ; en revanche les scénarios d'émissions apportent peu de variabilité. A l'échelle approchant le siècle et au-delà, ce comportement est inversé, les scénarios d'émissions (dont la réalisation est par définition incertaine) conduisent à des tendances divergentes, suffisamment fortes pour que la variabilité intrinsèque ne masque pas la tendance. Les projections sur un horizon proche sont donc à prendre avec précaution si elles sont fondées sur une seule simulation, c'est à notre connaissance le cas des projections à l'échelle de la France présentées plus haut. A ces incertitudes s'ajoute la composante liée aux modèles climatiques utilisés. L'approche employée aujourd'hui consiste à réaliser un ensemble de simulations avec un ensemble de modèles, ce qui permet d'évaluer cette composante de l'incertitude. Les projections à l'échelle de l'Europe et de la France présentées plus haut ont été réalisées avec un seul modèle. En revanche, les simulations à échelle globale (Scholze et al., 2006 ; Moritz et al., 2012) ont utilisé un ensemble de modèles permettant de donner un niveau de vraisemblance aux résultats produits.

Les projections à l'échelle de l'Europe et de la France rapportées plus haut ne fournissent donc pas de mesure de l'incertitude. Des projections de climat plus récentes, basées sur un ensemble de simulations et de modèles (qui s'améliorent notamment en résolution), indiquent cependant des niveaux de hausse de température comparables, avec sans surprise une tendance à la hausse plus marquée en scénario A2 que B2 à l'horizon de la fin de siècle. L'IFM est surtout sensible à la température (et à l'humidité relative de l'air), dont les projections sont assez certaines, il est peu sensible au vent et aux précipitations, dont les projections sont incertaines. Des projections d'activité et d'intensité de feu basées sur ces simulations climatiques récentes devraient donc aller dans le même sens pour cet indicateur moyenné à l'échelle de la saison que les projections antérieures.

Les modèles reliant le climat et le feu utilisés pour les projections présentées plus haut sont de nature empirique (e.g. IFM) ou statistique (e.g. surfaces brûlées) et ne tiennent pas compte explicitement des paramètres de végétation. Si nous reprenons l'exemple de l'IFM, cet indice a été construit de manière à restituer l'effet du climat sur la disponibilité au feu du combustible et la teneur en eau des éléments fins dans les forêts du Canada. En toute rigueur, l'IFM ne devrait être appliqué qu'à des forêts similaires exposées à un climat similaire, mais il capture certaines tendances dans une certaine gamme de variations climatiques, tendances qui reflètent les processus biophysiques déterminant l'état du combustible et les processus physiques favorables à l'inflammation ou à la propagation. Ceci justifie son emploi plus large et quelques études (Encadré) ont aussi montré que cet indice a un comportement pertinent dans les conditions méditerranéennes.

L'utilisation de l'IFM nous semble donc justifiée lorsqu'on s'intéresse à de grandes échelles spatiales sans chercher à différencier les types de végétation, comme dans les projections présentées plus haut, et tant qu'on ne sort pas de son domaine climatique de référence. Ceci ne peut toutefois pas être le cas sous climat méditerranéen et sous une tendance vers un climat plus chaud.

Améliorer les projections (qualité et résolution spatiale) passe selon nous par la recherche d'indicateurs qui rendent compte des processus liant le climat au combustible et le combustible au feu.

Les projections concernent essentiellement le danger climatique d'incendie et sont limitées à de grandes échelles spatiales, sans distinguer les types forestiers ou au mieux en les distinguant par des critères empiriques de sensibilité (Chatry et al., 2010) ou de vulnérabilité (Lindner et al., 2010). Le

risque d'incendie n'est évalué qu'à travers la fréquence, éventuellement les surfaces parcourues, et un niveau d'intensité indiqué par un indice (IFM). Les dommages ne sont pas évalués ou au mieux, une note de vulnérabilité par essence est utilisée.

Pour faire face à l'augmentation prévue de l'aléa d'incendie, il convient d'évaluer les composantes du risque (aléa, impacts et vulnérabilité) aux échelles de la gestion forestière et de la gestion du risque d'incendie (massif forestier). Cela implique pour les forêts méditerranéennes, mais aussi pour des forêts tempérées ou de montagne, qui aujourd'hui sont très peu affectées par le feu, d'évaluer leur combustible sous différents scénarios climatiques. Les conditions climatiques attendues sont différentes des conditions d'aujourd'hui, cette évaluation ne peut donc pas se faire sur une base seulement empirique. Elle implique de progresser dans la compréhension des liens entre sécheresse et combustible par des approches basées sur les processus biophysiques et de modéliser ces liens pour produire des simulations. Des sécheresses extrêmes sont à l'origine de dépérissements déjà observés dans des peuplements forestiers de l'arrière-pays méditerranéen (e.g. pin sylvestre, Allen et al., 2010 ; chêne pubescent, Berger, 2013).

## **6. Evaluation du risque d'incendie: les apports d'une modélisation du feu basée sur les processus physiques**

HIGRAD-FIRETEC est un modèle physique couplé feu-atmosphère (Linn et Cunningham, 2005), initialement développé au Los Alamos National Laboratory et co-développé avec l'INRA depuis 2004. Ce modèle, plus communément appelé FIRETEC, est le résultat d'un couplage entre un code de calcul d'écoulements atmosphériques compressibles capable de calculer les écoulements sur un petit paysage (HIGRAD) et d'un modèle de physique du feu qui prend en compte la végétation de manière explicite (notamment, quantité de matière, surface exposée et teneur en eau). Outre les processus atmosphériques de la couche limite de surface, FIRETEC prend en compte la combustion, les transferts radiatifs et convectifs, la traînée et modélise la turbulence de sous-maille. La résolution spatiale est en général voisine de 2 m, à la fois pour les variables d'état du modèle et pour les grandeurs caractéristiques du combustible. Avec WFDS (Mell et al., 2007), ce sont les seuls modèles tridimensionnels qui prennent en compte les mécanismes essentiels de la physique du feu. Les autres modèles disponibles sont complètement empiriques, ou résultent de la combinaison de lois physiques et empiriques.

Bien que les données disponibles pour l'évaluation de FIRETEC soient assez peu nombreuses, le modèle a fait l'objet d'un important travail de validation durant les dernières années. Les calculs d'écoulement ont été validés à partir de mesures de vent réalisées en peuplement et en soufflerie (Pimont et al., 2009). FIRETEC a été utilisé pour reproduire des feux historiques (Bossert et al., 2000, Bradley, 2002) et des feux expérimentaux en prairie ou de garrigue (Linn et Cunningham, 2005 ; Dupuy et al., 2011 ; Dupuy et al., 2014) ou dans des peuplements (Pimont et al., 2011 ; Hoffman et al., 2015). Plus spécifiquement, Marino et al. (2012) ont montré que la sensibilité du modèle à la teneur en eau de la végétation était conforme aux lois empiriques tirées de données expérimentales de laboratoire. Grâce à certaines expériences bien instrumentées, nous avons aussi pu montrer que les températures et les vitesses d'écoulement (Dupuy et al., 2014) et les flux radiatifs (Pimont et al., 2014) prédits par le modèle étaient conformes aux données expérimentales.

Parmi les nombreuses applications du modèle, on notera son utilisation pour l'évaluation des pratiques de brûlage dirigé dans le Parc Naturel Régional du Lubéron avec notamment des calculs de fréquences de retour efficaces de débroussaillage (Cassagne et al., 2010), mais aussi des simulations de contre-feu (Dupuy et al., 2011). Il s'agit d'une pratique de lutte consistant à allumer un second foyer en aval de la direction de propagation du front de feu principal afin d'en diminuer l'intensité en réduisant le combustible disponible pour ce dernier. L'étude a permis de mieux comprendre les mécanismes associés à la propagation du front de feu secondaire. Une autre étude a permis d'évaluer les flux

thermiques sur des zones débroussaillées en fonction de la longueur de la zone débroussaillée, avec des applications en matière de sécurité du personnel de lutte, mais aussi des éventuels bâtiments présents dans la zone débroussaillée. Le modèle permet aussi d'explorer des phénomènes complexes mettant en jeu les interactions du vent avec la topographie et le feu (Pimont et al., 2012). FIRETEC est donc un outil d'analyse du risque aux échelles spatiales de la gestion et adapté aux situations complexes.

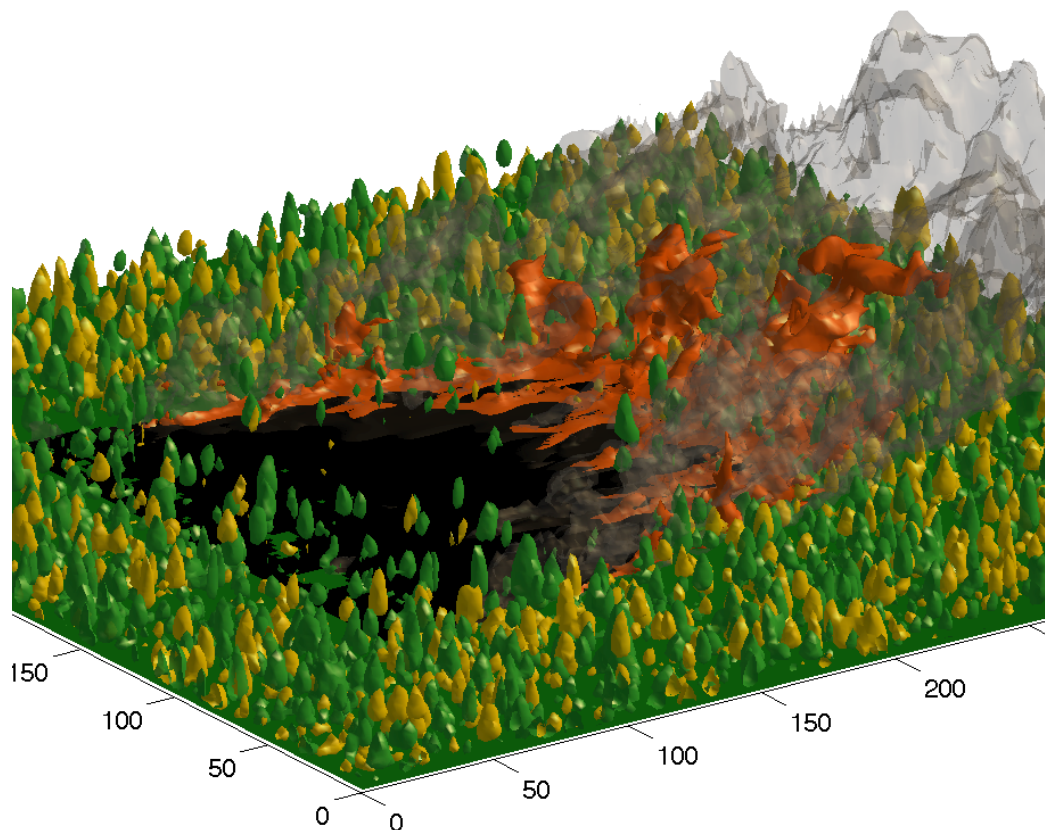
Nous rapportons maintenant des résultats en cours de publication avec des chercheurs des services forestiers américains (USDA Forest Service) et du LANL, qui illustrent la capacité du modèle à simuler des situations complètement nouvelles. Le contexte de ces travaux a été exposé dans la section 3. Le pin Ponderosa est un conifère largement présent dans le nord-ouest des Etats-Unis. Il a récemment subi d'importantes vagues de mortalité consécutives à des attaques de scolytes. Dans cette région du monde où les incendies déclenchés par la foudre sont très fréquents, les interactions entre la présence de scolytes et l'incendie sont encore mal connues. Les individus attaqués par les scolytes meurent, puis évoluent en deux phases, les stades « rouges » et « gris », décrits dans la section 3. Les peuplements attaqués se traduisent par une mosaïque d'arbres sains et d'arbres morts, les arbres morts représentant typiquement 60 % du peuplement ou plus.

En tant que combustible, les propriétés de l'arbre varient considérablement selon que l'arbre est sain, « rouge » ou « gris ». Lorsqu'il est sain, les aiguilles sont présentes dans le houppier avec une teneur en eau élevée (en général supérieure à 50 %). Au stade « rouge », les aiguilles sont toujours présentes, mais avec des teneurs en eau qui peuvent devenir très faibles en fonction des conditions météorologiques (5 %), donc beaucoup plus inflammables. Enfin, au stade « gris », le combustible se retrouve transféré des cimes vers le sol par la chute des aiguilles, tout en conservant une teneur en eau très basse. C'est typiquement dans ce type de milieu présentant une forte hétérogénéité spatiale qu'un modèle physique tridimensionnel comme FIRETEC exprime tout son potentiel. Dans notre étude, nous avons réalisé des simulations avec le modèle pour trois niveaux de vent (faible, moyen et fort) et pour sept états sanitaires du peuplement : un pour l'état sain, trois niveaux d'attaque pour le stade « rouge » et trois niveaux d'attaque pour le stade « gris ». Un exemple de simulation est présenté sur la Figure 5. Il s'agit d'un peuplement dans lequel 58 % des pins Ponderosa ont été attaqués et se trouvent au stade « rouge », les arbres sains étant les autres pins Ponderosa et les feuillus. Les simulations ont été analysées en terme de comportement du feu (vitesse de propagation, intensité), mais aussi en terme d'impact ou de sévérité (consommation de combustible).

La présence d'arbres morts au stade « rouge » se traduit par une augmentation importante de la vitesse de propagation et de l'intensité du feu et ce d'autant plus que le taux d'attaque est élevé. Lorsque ce taux atteint 100 % (dans ce cas, les seuls arbres sains sont les feuillus), l'augmentation de la combustibilité atteint près de 90 %, ce qui est considérable. En revanche, la présence d'individus dans l'état « gris » se traduit plutôt par une diminution de la combustibilité du milieu qui peut atteindre 80 % lorsque l'ensemble des pins Ponderosa est atteint. Bien que desséché, le transfert du combustible des cimes vers le sol induit donc des feux moins intenses, avec une réduction de l'activité en cimes.

En écologie, deux perturbations successives peuvent être indépendantes, synergiques ou antagonistes, selon que les dégâts causés par la seconde perturbation sur les individus qui ont survécu à la première perturbation, sont égaux, supérieurs ou inférieurs à ceux qu'exerce la seconde perturbation sur un peuplement sain. L'application d'un modèle physique permet de quantifier un certain nombre de variables clés pour le devenir des arbres après incendie, comme les températures et les flux subis par les arbres, mais aussi la quantité de combustible consommée par le feu. Le traitement différencié par le modèle des arbres sains et infectés permet de calculer des indices de consommation de combustible et d'évaluer le degré de synergie entre la perturbation insecte et la perturbation feu. Ces indices sont présentés dans le Tableau 1. Lorsque le peuplement est au stade rouge, les deux perturbations sont soit synergiques dans les cas de vent faible et de niveau d'attaque important, soit indépendantes, quand le vent est fort ou que le niveau d'attaque est faible. Le caractère synergique apparaît quand la

présence des arbres morts est suffisante pour que la sévérité du feu sur les arbres sains soit accentuée, mais que le feu n'est pas trop sévère (vent faible à modéré). En effet, quand le vent est fort, on est en présence d'un feu de cime et la sévérité du feu sur les arbres sains n'est pas accrue par la présence des arbres morts. Au stade « gris », les deux perturbations sont en général antagonistes, ce qui veut dire que les arbres survivants sont moins sévèrement atteints que les arbres du peuplement sain. L'antagonisme est d'autant plus marqué qu'un grand nombre de pins Ponderosa est atteint, car le transfert du combustible vers le sol limite la propagation du feu en cimes, ce qui contribue à épargner les pins Ponderosa sains et les feuillus. On observe cependant que lorsque le taux d'attaque et le vent sont faibles, les deux perturbations peuvent être synergiques. L'augmentation de la sévérité du feu sur les arbres survivants s'explique par une augmentation du vent dans le peuplement, induite par la chute des aiguilles des pins Ponderosa touchés, qui n'est pas compensée par la baisse du combustible présent en cime.



**Figure 5:** Simulation de la propagation d'un feu dans un peuplement où 58 % des pins Ponderosa sont au stade « rouge » suite à une attaque de scolytes. Les individus au stade « rouge » sont représentés en jaune, alors que les individus sains sont en vert. La zone noire correspond à la surface déjà brûlée par l'incendie. Les "flammes" (orange) correspondent à une isotherme de température de l'air.

Cet exemple illustre parfaitement comment les travaux de recherche réalisés avec des modèles physiques permettent de répondre à des questions qui concernent à la fois la lutte contre les incendies, au travers de la prédiction du comportement du feu dans des contextes nouveaux, mais aussi l'écologie en permettant de comprendre comment des perturbations interagissent entre elles. FIRETEC ne produit pas seulement une évaluation d'une composante de l'aléa (intensité), il calcule des variables qui permettront à terme de déduire les impacts sur la végétation et sur le sol. A ce jour, l'impact est seulement mesuré en terme de consommation de combustible, mais le modèle est suffisamment abouti pour envisager des prédictions pertinentes des impacts sur le feuillage des arbres (roussissement) qui sont un indicateur de la mortalité attendue. Les impacts sur les troncs (cambium) et sur le sol sont plus complexes à évaluer.

**Tableau 1:** Indice de synergie entre la perturbation « insecte » (selon le stade « rouge » ou « gris » et le taux d'attaque) et la perturbation « feu » (selon le niveau de vent).

	Vent faible	Vent moyen	Vent fort
« Rouge », 20 %	2 % (NS)	3 % (NS)	1 % (NS)
« Rouge », 58 %	53 % (+++)	10 % (+)	2 % (NS)
« Rouge », 100 %	89 % (+++)	12 % (+)	2 % (NS)
« Gris », 20 %	16 % (+)	-15 % (-)	-3 % (NS)
« Gris », 58 %	13 % (-)	-19 % (--)	-9 % (-)
« Gris », 100 %	-15 % (-)	-24 % (--)	-24 % (--)

Selon que l'indice est positif ou négatif, les perturbations sont synergiques ou antagonistes. Lorsque l'indice est proche de zéro, les perturbations sont indépendantes, ce qui veut dire que la sévérité du feu sur les arbres sains est voisine de celle d'un feu se propageant dans un peuplement totalement sain.

## 7. Evaluation du risque d'incendie: les perspectives d'une modélisation du combustible basée sur les processus biophysiques

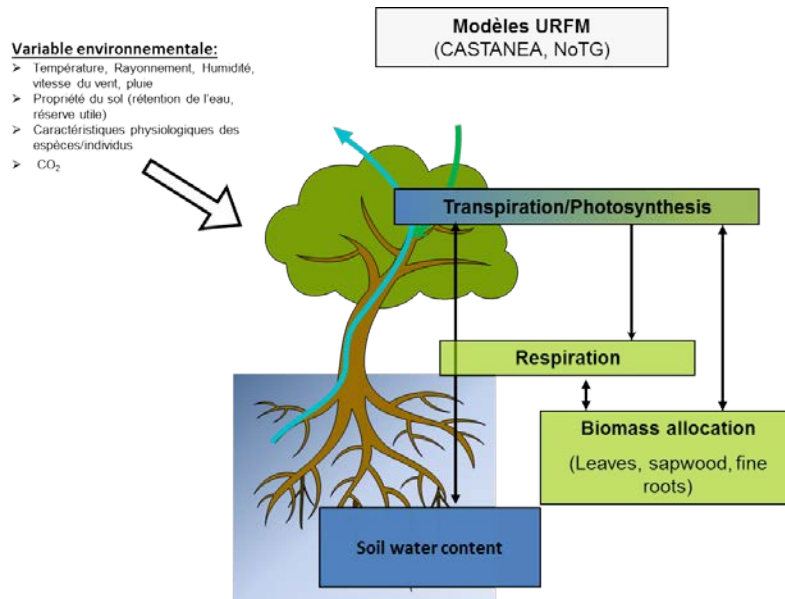
Ces dernières années ont connu un fort développement des modèles mécanistes de fonctionnement hydrique et carboné de la végétation. Ces modèles offrent des perspectives intéressantes pour anticiper l'effet des changements climatiques sur le risque d'incendie de forêt, car ils simulent l'effet du climat sur l'état du combustible (quantité, structure et teneur en eau). Ils peuvent ainsi être « forcés » par des simulations de modèles climatiques sous différents scénarios de changement et appliqués à un domaine spatial étendu, pour prédire l'évolution de l'état du combustible.

L'utilisation de ces modèles de végétation dans des études « opérationnelles » est encore à ses prémices, car ces modèles ont initialement été conçus pour analyser des cas concrets ponctuels (spatialement et temporellement) dans le cadre de recherches fondamentales et requièrent donc des étapes de validation. Toutefois, la disponibilité croissante en données empiriques permet aujourd'hui de les confronter à la réalité à grande échelle, rendant ainsi possible leur utilisation à des fins appliquées. L'intérêt de l'approche mécaniste, par rapport aux approches statistiques plus classiques, est qu'elle pourrait fournir des résultats plus robustes en dehors des conditions de validation (e.g. en conditions futures).

A l'INRA d'Avignon, nous développons deux modèles mécanistes de fonctionnement des arbres et des peuplements forestiers méditerranéens. Des travaux ont récemment débuté pour utiliser ces modèles afin de mieux prédire l'état du combustible et ainsi le risque d'incendie de forêt. Le modèle CASTANEA (Dufrêne et al., 2005) (Figure 6) est à ce jour le plus adapté pour réaliser nos objectifs. Il permet de calculer le bilan d'eau et d'énergie d'une parcelle forestière ainsi que la photosynthèse, la respiration et l'accumulation de biomasse dans les différents compartiments des peuplements (feuilles, tiges, troncs, racines). Il est possible d'en déduire les variables d'intérêt pour le feu (état du combustible).

Ce type de modèle peut produire des indicateurs fonctionnels de l'état hydrique de la végétation à large échelle spatiale et au cours de la saison. Il peut aussi être couplé à un modèle de propagation du feu tel que FIRETEC pour tester des scénarios de l'impact du climat sur le risque d'incendie (intensités, impacts). A ce jour, nous travaillons à ces deux projets : le premier vise à prédire les variations saisonnières de l'état hydrique de la végétation à grande échelle (i.e. cartographie pour une région), le second vise à comprendre comment des changements de structure de la végétation (e.g. disponibilité en biomasse, stratification, densité, mortalité de tiges) affectent la propagation et les impacts du feu.





**Figure 6:** Schéma simplifié des modèles de fonctionnement développés à l'INRA d'Avignon.

### 7.1 Modélisation de la teneur en eau de la végétation

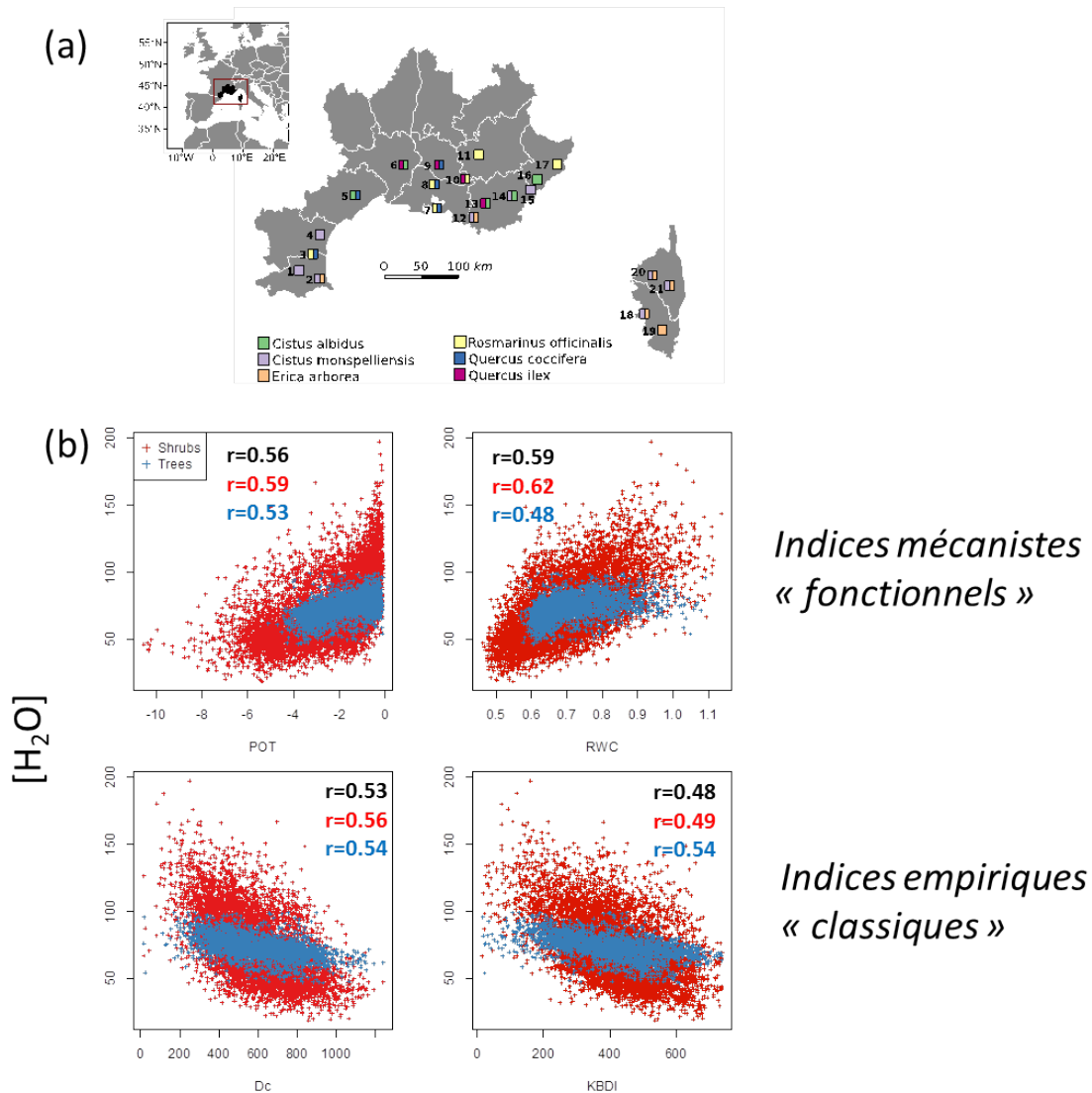
La teneur en eau de la végétation est une variable qui peut être déterminante dans l'éclosion et la propagation des feux. Cette variable évolue saisonnièrement avec le climat et différemment selon les espèces, et peut atteindre des seuils critiques d'inflammabilité mesurables au laboratoire (Valette, 1993). Jusqu'à présent, la communauté scientifique travaillant sur les feux de forêt simule cette variable à partir de relations empiriques (e.g. Van Wagner, 1987 ; Castro et al., 2003). Notre objectif est de prédire la teneur en eau de la végétation en nous basant sur la modélisation mécaniste du bilan hydrique que nous pensons plus performante et plus généralisable que les approches empiriques classiques. Nous avons utilisé des modèles basés sur les processus tel que le modèle CASTANEA, des techniques de descente d'échelle du climat (résolution de l'ordre de 100 m) prenant en compte l'effet du relief, sur différents sites pour lesquels nous possédons des données de teneur en eau. Ces données proviennent des campagnes de mesure réalisées par l'ONF chaque été depuis 1996 dans le cadre du réseau hydrique (<http://www.reseau-hydrique.org/>) sur plusieurs sites et pour différentes espèces méditerranéennes (Figure 7a). Dans une première phase, les propriétés du sol ont été maintenues constantes dans nos simulations, quel que soit le site, à la valeur moyenne des textures rencontrées dans les sols karstiques méditerranéens (Ruffault et al., 2013). Le modèle a été paramétré pour deux groupes fonctionnels différents : les arbres caractérisés par un enracinement profond et les arbustes caractérisés par un enracinement superficiel (Vilagrosa et al., 2014).

Nos résultats préliminaires indiquent que les indices mécanistes sont légèrement plus performants que les indices empiriques, en particulier pour les arbustes, mais aussi lorsque tous les groupes fonctionnels sont confondus (Figure 7b). Il est possible que les indices empiriques présentent des coefficients de corrélation légèrement inférieurs, car ils ont été développés et calibrés pour des arbres, dans des zones tempérées et boréales d'Amérique du Nord, où les niveaux de sécheresse sont probablement inférieurs à ceux rencontrés pour des arbustes du bassin méditerranéen.

Nous pensons que nos résultats pourront être améliorés en tenant mieux compte des variations interspécifiques, ce qui implique l'acquisition de paramètres spécifiques de fonctionnement, et des variations de la texture du sol en nous appuyant sur les bases de données élaborées par l'IFN ou l'INRA.

Les changements de relations entre les espèces ou les groupes fonctionnels sont vraisemblablement liés aux stratégies physiologiques d'utilisation de l'eau des espèces (Vilagrosa et al., 2014). Dans la

continuité de ce travail nous développons un modèle de transport hydrique plus détaillé permettant de représenter les différentes stratégies d'utilisation de l'eau. Ce modèle sera couplé au modèle CASTANEA, ce qui permettra d'affiner nos prédictions et d'estimer les probabilités de mortalité des espèces en réponse à des sécheresses extrêmes.

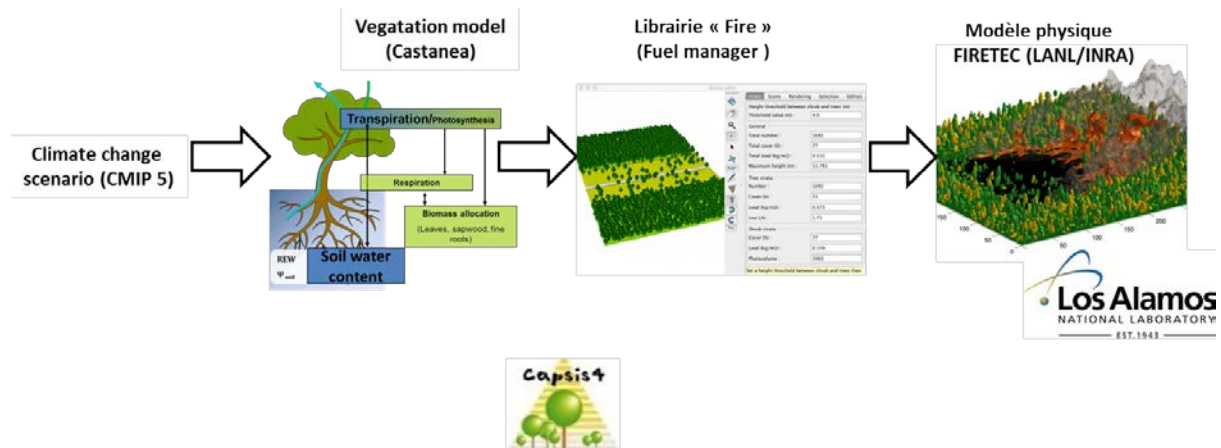


**Figure 7:** (a) sites et espèces retenus pour l'analyse (b) relations entre la teneur en eau mesurée sur le terrain et des indicateurs de sécheresse (tous les sites ont été regroupés et les espèces séparées en deux types fonctionnels). POT est le potentiel hydrique du sol (MPa); RWC est le contenu en eau relatif du sol, DC est le *Drought Code* (Indice de sécheresse de l'IFM) et KBDI est le *Kitch-Byram Drought Index*. Les corrélations de *Pearson* (valeur absolue) sont indiquées pour les deux groupes fonctionnels et pour l'ensemble du jeu de données.

## 7.2 Interactions à long terme entre la structure de la végétation et le feu

A des échelles de temps longues (plusieurs années), l'augmentation attendue de la fréquence et de l'intensité des épisodes de sécheresse pourra modifier la structure des peuplements forestiers. Ces changements se matérialisent par des diminutions de la surface foliaire du peuplement (Martin-StPaul et al., 2013), de sa productivité (Lempereur et al., 2015), ou par le dépérissement d'individus (Barbeta et al., 2013). De tels changements peuvent induire des comportements de feu différents et cette réponse au climat peut être modélisée par un couplage de modèles tels que CASTANEA et FIRETEC.

Afin d'anticiper les risques associés à ces changements structuraux, nous mettons en place une chaîne de modélisation entre CASTANEA et FIRETEC (Figure 8).



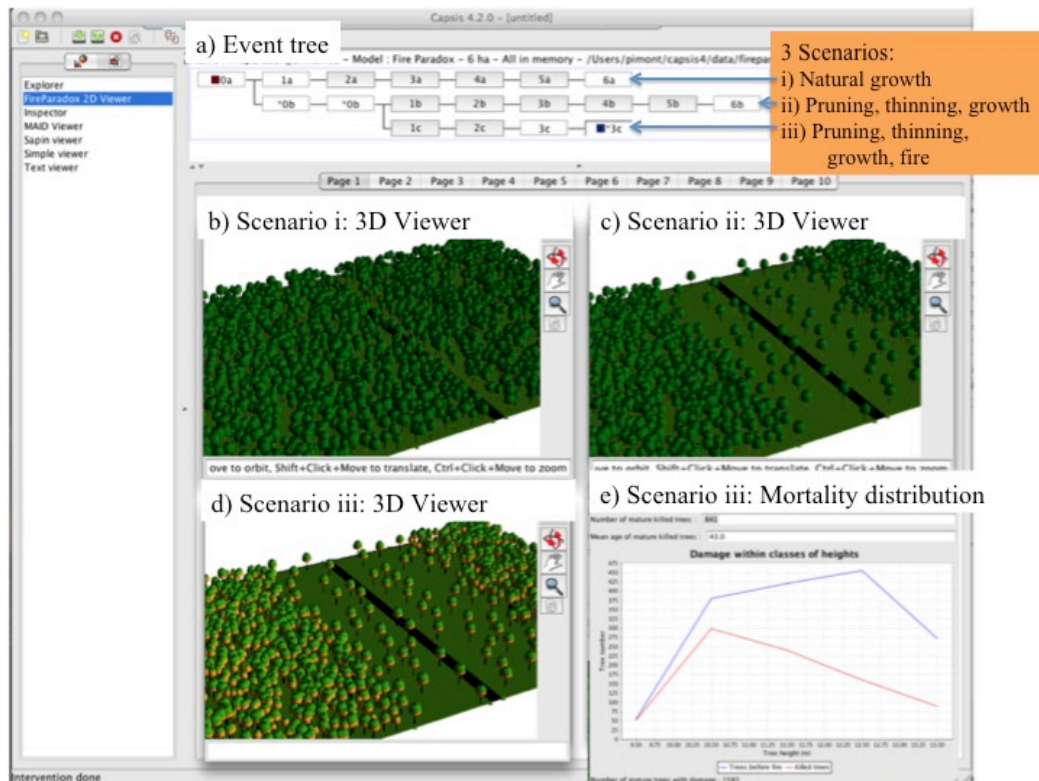
**Figure 8:** Chaîne de modélisation permettant d'évaluer les effets du changement climatique sur le risque d'incendie.

Il s'agit d'utiliser les sorties du modèle de végétation pour paramétrer le combustible dans le modèle physique. Cette chaîne de modélisation sera mise en œuvre dans la plateforme de modélisation CAPSIS<sup>1</sup> (Dufour-Kowalski et al., 2012). CAPSIS est un projet collaboratif libre, destiné à héberger une large catégorie de modèles forestiers. Cette plateforme fournit un certain nombre de fonctions collectives, d'outils de visualisation et de librairie partagée. FuelManager<sup>2</sup> est un module de cette plateforme destiné à paramétrer le combustible des modèles physiques 3D comme FIRETEC ou WFDS (Pimont et al., 2015). Il permet de simuler des végétations combustibles, de les faire évoluer dans le temps et de réaliser des traitements sylvicoles ou DFCI (Figure 9). Cette modélisation du combustible est réalisée à partir de modèles empiriques ajustés sur ces données réelles, mais contemporaines du combustible. Elle ne permet donc pas d'envisager l'évolution dans le temps dans le contexte du changement climatique.

Le modèle CASTANEA est implémenté dans CAPSIS, alors que les « objets » combustibles du FuelManager font partie d'une librairie (« Fire »). Nous envisageons donc d'utiliser CASTANEA pour paramétrer le combustible, via cette librairie (Figure 8). Ce travail permettra de simuler l'effet de différents scénarios de changement climatique sur l'évolution du combustible. Il s'agira d'une valorisation très intéressante de l'implémentation de modèles de natures différentes dans une plateforme unique sous forme de librairies partagées. Les résultats de cette modélisation seront ensuite utilisés pour paramétrer FIRETEC. Cette démarche permettra ainsi d'évaluer l'évolution du comportement du feu et de sa sévérité dans des faciès type de la région méditerranéenne. La démarche est aussi applicable à des forêts tempérées ou de montagne pour lesquelles on attend une augmentation du danger d'incendie liée au climat.

<sup>1</sup> <http://www.inra.fr/capsis>

<sup>2</sup> <http://capsis.cirad.fr/capsis/help/fireparadox>



**Figure 9:** Structures de végétation obtenues avec le module Fuel Manager de la plateforme CAPSIS en croissance "naturelle" (a), puis sous l'effet de traitements sylvicoles (c), puis après passage d'un feu (d). (e) distributions de hauteur des arbres avant feu (bleu) et de hauteur des arbres morts après feu (rouge).

## Références bibliographiques

- Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Vennetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D.D., Hogg E.H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J.-H., Allard G., Running S.W., Semerci A., Cobb N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259, 660–684. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.001
- Amatulli G., Camia A., San-Miguel-Ayans J., 2013. Estimating future burned areas under changing climate in the EU-Mediterranean countries. *Science of Total Environment* 450-451, 209-222.
- Barbeta A., Ogaya R., Peñuelas J., 2013. Dampening effects of long-term experimental drought on growth and mortality rates of a Holm oak forest. *Global Change Biology* 19, 3133–3144. doi:10.1111/gcb.12269
- Berger C., 2015. Détermination de la sensibilité au changement climatique du Chêne pubescent en région PACA. Ecole Nationale Supérieure des Sciences Agronomiques de Bordeaux Aquitaine. Mémoire de fin d'études, 34 p + annexes.
- Bond W.J., Keeley J.E., 2005. Fire as a global "herbivore": the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 387-394.
- Bossert J.E., Linn R.R., Reisner J.M., Winterkamp J.L., Dennison P., Roberts D., 2000. Coupled atmosphere-fire behavior model sensitivity to spatial fuels characterization. In *Proceedings of the Third Symposium on Fire and Forest Meteorology*. pp 21-26
- Bradley M., 2002. This model can take the heat. *Science and Technology Review*. <http://www.lnl.gov/str/November02/Bradley.html> [Accessed 19 June 2015]
- Camia A., Amatulli G., 2009. Weather factors and fire danger in the Mediterranean. In: Chuvecio E. (Ed.). *Earth observations of wildland fires in Mediterranean ecosystems*. Berlin Heidelberg: Springer; 2009. pp 71-82.

- Cassagne N., Pimont F., Dupuy J-L., Linn R.R., Marrels A., Olivieri C, Rigolot E., 2011. Using a fire propagation model to assess the efficiency of prescribed burning in reducing the fire hazard. *Ecological Modelling* 222, 1502–1514.
- Castro F.X., Tudela A., Sebastià M.T., 2003. Modeling moisture content in shrubs to predict fire risk in Catalonia (Spain). *Agricultural Forest Meteorology* 116, 49–59.
- Ceccato P., Leblon B., Chuvieco E., Flasse S., Carlson J.D., 2003. Estimation of live fuel moisture content. In: Chuvieco E., (Ed.). *Wildland fire danger estimation and mapping. The role of remote sensing data*. Singapore: World Scientific Publishing. pp. 63–90.
- Chatry C., Le Quentrec M., Laurens D., Le Gallou J-Y., Lafitte J-J., Creuchet B., 2010. Rapport de la mission interministérielle 'Changement climatique et extension des zones sensibles aux feux de forêts. CGAER- CGEDD-IGA, juillet 2010. 89 p + annexes.
- Christensen J.H., Hewitson B., Busuioc A., Chen A., Gao X., Held I., Jones R., Kolli R.K., Kwon W.-T., Laprise R., Rueda V.M., Mearns L., Menendez C.G., Raisanen J., Rinke A., Sarr A., Whetton P., 2007. Regional climate projections. In: Solomon, S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller H.L. (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp 847-940.
- Dufour-Kowalski S., Courbaud B., Dreyfus P., Meredieu C., de Coligny F., 2012. Capsis: an open software framework and community for forest growth modeling. *Annals of Forest Sciences* 69 (2), 221-233.
- Dufrène E., Davi H., Francois C., le Maire G., Le Dantec V., Granier A., 2005. Modelling carbon and water cycles in a beech forest Part I: Model description and uncertainty analysis on modelled NEE. *Ecological Modelling* 185, 407–436.
- Dupuy J-L., Linn R.R., Konovalov V., Pimont F., Vega J.A., Jimenez E., 2011. Exploring coupled fire-atmosphere interactions downwind of wind-driven surface fires and their influence on backfiring using the HIGRAD-FIRETEC model. *International Journal of Wildland Fire* 20, 734-750.
- Dupuy J-L, Pimont F., Linn R.R., 2014. FIRETEC evaluation against the FireFlux experiment: preliminary results. In *Advances in Forest Fire Research* (Ed DX Viegas), Chapter 1 - Fire Behaviour and Modelling, pp 261-274. doi:10.14195/978-989-26-0884-6\_28.
- Giglio L., van der Werf G.R., Randerson J.T., Collatz G.J., Kasibhatla P., 2006. Global estimation of burned area using MODIS active fire observations. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 957-974.
- Gill A.M., 1973. Effects of fire on Australia's natural vegetation. Annual report, CSIRO, Division of Plant Industry, Canberra, pp.41-46.
- Hanewinkel M., Cullmann D.A., Schelhaas M.-T., Nabuurs G.-J., Zimmermann N.E., 2012. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3, 203-207.
- Hanson C.E., Palutikof J.P., 2005. Final report of Modelling the Impacts of Climate extremes (MICE) Project. Project number: EVK2-CT-2001-00118.
- Hart S.J., Schoennagel T., Veblen T.T., Chapman T.B., 2015. Area burned in the western United States is unaffected by recent mountain pine beetle outbreaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(14), 4375-4380.
- Hawkins E., Sutton R., 2009. The potential to narrow uncertainty in regional climate predictions. *Bulletin of the American Meteorological Society* 90, 1095-1107.
- Hernandez C., 2015. Wildfires in the Euro-Mediterranean region: links with meteorological processes. PhD Dissertation. Ecole Polytechnique, Université de Paris-Saclay, 97p.
- Hicke J.A., Johnson M.C., Hayes J.L., Presiler H.K., 2012. Effects of bark beetle-caused tree mortality on wildfire. *Forest Ecology and Management* 271, 81-90.
- Hoffman C.M., Canfield J., Linn R.R., Mell W., Sieg C.H., Pimont F., Ziegler J., 2015. Evaluating crown fire rate of spread predictions from physics-based models. *Fire Technology* doi:10.1007/s10694-015-0500-3

- Jenkins M.J., Hebertson E., Page W., Jorgensen C.A., 2008. Bark beetles, fuels, fires and implications for forest management in the Intermountain West. *Forest Ecology and Management* 254, 16-34.
- Keeley J.E., Bond W.J., Bradstock R.A., Pausas J.G., Rundel P.W., 2012. *Fire in Mediterranean ecosystems*. Cambridge University Press, New York. 515 p.
- Lempereur M., Martin-StPaul N.K., Damesin C., Joffre R., Ourcival J.-M., Rocheteau A., Rambal S., 2015. Growth duration is a better predictor of stem increment than carbon supply in a Mediterranean oak forest: implications for assessing forest productivity under climate change. *New Phytologist* 207, 579–590. doi:10.1111/nph.13400
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P., Kolstrom M., Lexer M.J., Marchetti M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259, 698-709.
- Lindner M., Fitzgerald J.B., Zimmermann N.E., Reyer C., Delzon S., van der Maaten E., Schelhaas M.-J., Lasch P., Eggers J., van der Maaten-Theunissen M., Suckow F., Psomas A., Poulter B., Hanewinkel M., 2014. Climate change and European forests: what do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management. *Journal of Environmental Management* 146, 69-83.
- Linn R.R., Cunningham P., 2005. Numerical simulations of grass fires using a coupled atmosphere–fire model: basic fire behavior and dependence on wind speed. *Journal of Geophysical Research. D: Atmosphere*. (1984–2012): 110 (D13).
- Marino E., Dupuy J.-L., Pimont F., Guijarro M., Hernando C., Linn R.R., 2012. Fuel bulk density and fuel moisture content effects on fire rate of spread: a comparison between FIRETEC model predictions and experimental results in shrub fuels. *Journal of Fire Sciences* 30 (4), 277-299.
- Mell W., Jenkins M.A., Gould J., Cheney P., 2007. A physics-based approach to modelling grassland fires. *International Journal of Wildland Fire* 16, 1-22.
- Martin-Stpaul N.K., Limousin J.-M., Vogt-Schilb H., Rodríguez-Calcerrada J., Rambal S., Longepierre D., Misson L., 2013. The temporal response to drought in a Mediterranean evergreen tree: comparing a regional precipitation gradient and a throughfall exclusion experiment. *Global Change Biology* 19, 2413–26. doi:10.1111/gcb.12215
- Moriondo M., Good P., Durao R., Bindi M., Giannakopoulos C., Corte-Real J., 2006. Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Climate Research* 31, 85-95.
- Moritz M.A., Parisien M.-A., Batllori E., Krawchuk M.A., Van Dorn J., Ganz D.J., Hayhoe K., 2012. Climate change and disruptions to global fire activity. *Ecosphere* 3(6), Article 49.
- Pausas J.G., Paula S., 2012. Fuel shapes the fire-climate relationship: evidence from Mediterranean ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 21, 1074-1082.
- Pausas J.G., Fernandez-Munoz S., 2012. Fire regimes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climate Change* 110, 215-226.
- Pellizzaro G., Cesaraccio C., Duce P., Ventura A., Zara P., 2007. Relationships between seasonal patterns of live fuel moisture and meteorological drought indices for Mediterranean shrubland species. *International Journal of Wildland Fire* 16, 232–41.
- Pimont F., Dupuy J.-L., Linn R.R., Dupont S., 2009. Validation of FIRETEC wind-flows over a canopy and a fuel-break. *International Journal of Wildland Fire* 18, 775–790.
- Pimont F., Dupuy J.-L., Linn R.R., Dupont S., 2011. Impact of tree canopy structure on wind-flows and fire propagation simulated with FIRETEC. *Annals of Forest Science* 68(3), 523-530.
- Pimont F., Dupuy J.-L., Linn R.R., 2012. Coupled slope and wind effects on fire spread with influences of fire size: a numerical study using FIRETEC. *International Journal of Wildland Fire* 21, 828-842.
- Pimont F., Dupuy J.-L., Linn R.R., 2014. Fire effects on the physical environment in the WUI using FIRETEC. In *Advances in Forest Fire Research* (Ed DX Viegas), Chapter 3 - Fire Management, 749-757. doi:10.14195/978-989-26-0884-6\_83.
- Pimont F., Rigolot E., Parsons R., de Coligny R., Dupuy J.-L., Dreyfus P., Linn R.R., 2015. Modeling fuels and fire effects in 3D: model description and applications. Submitted to *Environmental Modelling and Software*.

- Rogelj J., Meinshausen M., Knutti R., 2012. Global warming under old and new scenarios using IPCC climate sensitivity range estimates. *Nature Climate Change* 2, 248-253.
- Ruffault J., Martin-StPaul N.K., Rambal S., Mouillot F., 2013. Differential regional responses in drought length, intensity and timing to recent climate changes in a Mediterranean forested ecosystem. *Climatic Change* 117, 103-117.
- Schelhaas M-J., Nabuurs G-J., Schuck A., 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9, 1620-1633.
- Scholze M., Knorr W., Arnell N.W., Prentice C., 2006. A climate-change risk analysis for world ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103(35), 13116-13120
- Seidl R., Schelhaas M-J., Lexer M., 2011. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17, 2842-2852.
- Seidl R., Schelhaas M-J., Rammer W., Verek P.J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on storage. *Nature Climate Change* 4, 806-810.
- Simard M., Romme W.H., Griffin J.M., Turner M.G., 2011. Do mountain pine beetle outbreaks change the probability of active crown fire in lodgepole pine forests? *Ecological Monographs* 81(1), 3–24.
- Smith K., 2013. *Environmental Hazards. Assessing risks and reducing disasters*. 6th Edition. Routledge, 478 p.
- Thonicke K., Spessa A., Prentice I.C., Harrison S.P., Dong L., Carmona-Moreno C., 2010. The influence of vegetation, fire spread and fire behaviour on biomass burning and trace gas emissions: results from a process-based model. *Biogeosciences* 7, 1991–2011.
- Turner M.G., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91(10), 2833–2849.
- Valette J-C., 1993. Flammability of Mediterranean Species: INRA's Methodology. INRA. Document interne PIF9328, 14 p.
- Van Wagner C.E., 1987. Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. Canadian Forestry Service, Forestry Technical Report 35. Ottawa, Canada, 37 p.
- Viegas D.X., Pinol J., Viegas M.T., Ogaya R., 2001. Estimating live fine fuels moisture content using meteorologically-based indices. *International Journal of Wildland Fire* 10, 223-40.
- Vilagrosa A., Hernández E.I., Luis V.C., Cochard H., Pausas J.G., 2014. Physiological differences explain the co-existence of different regeneration strategies in Mediterranean ecosystems. *New Phytologist* 201, 1277-1288. doi:10.1111/nph.12584
- Vose J.M., Peterson D.L., Patel-Weynand T., 2012. Effects of climatic variability and change on forest ecosystems: a comprehensive science synthesis for the US forest sector. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General Technical Report PNW-GTR-870, December 2012, 265p.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0)



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « *Innovations Agronomiques* », la date de sa publication, et son URL)