



Écologie/Ecology

Effets de la récurrence des incendies sur le comportement du feu dans des suberaies (*Quercus suber* L.) et maquis méditerranéens sur les cinquante dernières années



Effects of fire recurrence on fire behaviour in cork oak woodlands (Quercus suber L.) and Mediterranean shrublands over the last fifty years

Alice Schaffhauser^{a,*}, François Pimont^c, Thomas Curt^a, Nathalie Cassagne^c, Jean-Luc Dupuy^c, Thierry Taton^b

^a Irstea UR EMAX « Écosystèmes méditerranéens et risques », 3275, route de Cézanne, CS 40061, 13182 Aix-en-Provence cedex 5, France

^b IMBE, Aix Marseille Université, CNRS, IRD, Avignon Université, faculté des Sciences de Saint-Jérôme, 13397 Marseille cedex 20, France

^c Inra URFM-UR629, site Agroparc, domaine Saint-Paul, 84914 Avignon cedex 9, France

I N F O A R T I C L E

Historique de l'article :

Reçu le 31 janvier 2012

Accepté après révision le 21 octobre 2015

Disponible sur internet le xxx

Mots-clés :

Comportement du feu

Modèle physique Firetec

Suberaie (*Quercus suber*)

Maquis (*Erica arborea*, *Cistus*)

Structure de végétation

Récurrence de feu

Massif des Maures (Var, France)

R É S U M É

La combustibilité de 51 placettes correspondant à différentes récurrences d'incendies depuis 1959 (0 à 4 feux) a été analysée en Provence siliceuse. Les écosystèmes étudiés sont des suberaies dominées par *Quercus suber* L., et des maquis à *Erica arborea* L. et à cistes. Les données descriptives de la végétation combustible (composition, biomasse, recouvrement, hauteur) ont été entrées dans un modèle physique du feu (Firetec) afin d'obtenir des variables descriptives du comportement de feu. Les pertes en masse et en eau de la végétation, la vitesse de propagation et l'intensité du feu augmentent de façon significative avec la continuité verticale du combustible, qui dépend principalement du temps depuis le dernier feu, puis du nombre de feux. Les résultats confirment l'hypothèse selon laquelle le feu est particulièrement intense et rapide dans des peuplements multi-stratifiés à forte charge en éléments fins et forte connexion spatiale entre les individus, tels que les maquis hauts développés après un seul feu intense en cinquante ans. Au contraire, le feu ne se propage pas dans les forêts de chênes submatures n'ayant pas brûlé depuis au moins cinquante ans et caractérisées par une faible connectivité verticale entre la canopée et le sous-étage, favorisant ainsi un effet « auto-protecteur » contre les incendies futurs. Ces informations permettent de discuter de la gestion de la végétation, en particulier la surveillance ou le débroussaillage local des maquis hauts grandement combustibles, pour diminuer le risque de propagation des feux à l'échelle de la parcelle.

© 2015 Académie des sciences. Publié par Elsevier Masson SAS. Tous droits réservés.

* Auteur correspondant.

Adresse e-mail : alice.schaffhauser@univ-nantes.fr (A. Schaffhauser).

A B S T R A C T

Keywords:

Fire behaviour
 Physically-based model Firetec
 Cork-oak woodland (*Quercus suber* L.)
 Shrubland (*Erica arborea*, *Cistus*)
 Vegetation structure
 Fire recurrence

Past fire recurrence impacts the vegetation structure, and it is consequently hypothesized to alter its future fire behaviour. We examined the fire behaviour in shrubland-forest mosaics of southeastern France, which were organized along a range of fire frequency (0 to 3–4 fires along the past 50 years) and had different time intervals between fires. The mosaic was dominated by *Quercus suber* L. and *Erica*–*Cistus* shrubland communities. We described the vegetation structure through measurements of tree height, base of tree crown or shrub layer, mean diameter, cover, plant water content and bulk density. We used the physical model Firetec to simulate the fire behaviour. Fire intensity, fire spread, plant water content and biomass loss varied significantly according to fire recurrence and vegetation structure, mainly linked to the time since the last fire, then the number of fires. These results confirm that past fire recurrence affects future fire behaviour, with multi-layered vegetation (particularly high shrublands) producing more intense fires, contrary to submature *Quercus* woodlands that have not burnt since 1959 and that are unlikely to reburn. Further simulations, with more vegetation scenes according to shrub and canopy covers, will complete this study in order to discuss the fire propagation risk in heterogeneous vegetation, particularly in the Mediterranean area, with a view to a local management of these ecosystems.

© 2015 Académie des sciences. Published by Elsevier Masson SAS. All rights reserved.

Abridged version

Past fire recurrence is hypothesized to impact vegetation structure and would thus alter the behaviour of future fires. Actually, plants constitute the wildland fuel that influence both fire ignition and fire spread [1,2]. The behaviour of wildland fires (i.e. rate of spread, fireline intensity and energy released) is hypothesized to vary according to the structure of the fuels, i.e. multi- or mono-layered [1,3,4]. In Mediterranean ecosystems, fuels are often heterogeneous both spatially and in terms of composition [5,6], while the fire behaviour models commonly used, as the semi-empirical model BEHAVE [7], do not explicitly take into account these heterogeneities. Fire simulations in Mediterranean heterogeneous fuels [8] indicate that the fire behaviour at stand scale depends on fuel composition, phytomass, density [9], amount and structural arrangement of dead and live biomass and spatial connectivity between fuels (both vertically and horizontally), i.e. contacts or distance between individuals in the same vegetation layer or between different layers, inducing a ‘ladder effect’ in fire spread [10]. As an example, fire would propagate slowly with low intensity in dense and mature *Quercus suber* L. woodlands due to a low understory, while it is faster and more intense in sparse stands with a dense understory made of shrubs [10].

In this paper, we examined the fire behaviour of stands affected by 0 to 4 fires along the past 50 years, with different time intervals between fires. The vegetation mosaic was dominated by *Quercus suber* L. and *Erica*–*Cistus* shrubland communities of southeastern France (Maures Massif, acidic soils). We tested five vegetation types from shrublands to woodlands (‘Woodland’, ‘Woodshrub’ for woodland on shrubland, ‘HighShrub’ for high shrubland, ‘MedShrub’ for medium shrubland, ‘Lowshrub’ for low shrubland), based on field classification, fitting well with

European vegetation typologies such as Prometheus [11,12] and EUNIS [13].

We used the physical model Firetec [14,15], which is designed to model the fire behaviour in heterogeneous fuels such as those tested here. We measured different variables describing the vegetation structure, including height, base of tree crown or shrub layer, mean diameter, cover, plant water content, and bulk density. The velocity of the wind was constant in all simulations (10 m/s at a height of 40 m, as prescribed by the Fire Paradox project), and the slope was kept constant. We note that many validations were conducted with Firetec in Mediterranean shrublands [16] with abiotic and biotic parameters: slope [17], water content and vegetation density [18], in canopies [19–21], interactions between plumes of fire-back [16], radiative fluxes [20], and gas speed/temperature in the fire plume [22].

Long fire intervals and low fire recurrence lead to mono-layered fuels dominated by trees, which limit fire spread. Recurrent fires at short intervals favour low and sparse shrublands with low fuel biomass, which also makes new fires unlikely. We thus suggest that mature and submature forests are ‘self-protective’ against the fire risk, like low shrublands recurrently burnt that do not have enough plant material to burn readily. Conversely, intermediate fire recurrence leads to multi-layered fuels where trees and shrubs are interconnected spatially, inducing high fire intensity and spread, particularly for high shrublands (mean rate of spread 1.13 m/s, mean fire intensity 14 600 kW/m) and well-connected woodlands on shrublands (mean rate of spread 1.53 m/s, mean fire intensity 12 900 kW/m).

Our simulated spread rates were higher than those found in the literature (from 0.2 to 1.1 and 1.53 m/s). For example, the experiments of Fernandes et al. on low shrublands [1] predicted lower values (from 0.005 to 0.235 m/s with an empirical model) than those we obtained. This is probably linked to differences between the wind velocity they used

and plant water content values, since their model was fitted over prescribed fires in probably far less severe conditions than the ones we used for extreme summer conditions in this study. Moreover, Firetec simulates an infinitely large fire front (cyclic lateral conditions), increasing the rate of spread [17,23], in comparison with an about 10 m large fire front for Fernandes et al. [1]. Concerning fire intensity values, Trabaud [24] gives values between 8000 and 40,000 kW/m for the crown fires, which are coherent with our results, as for the works of Pimont [15].

These results confirmed our hypotheses: past fire recurrence affects future fire behaviour, with multilayered vegetation (corresponding mainly to intermediate fire recurrence) producing more intense fires. Further simulations, with more vegetation scenes with varied shrub and canopy covers, would complete this study. This study has implications for the stand-scale management of these fire-prone ecosystems.

1. Introduction

Connaître la combustibilité des peuplements et le comportement du feu pour les principaux types de végétation est primordial en région méditerranéenne, où les incendies constituent une perturbation sévère et récurrente. De nombreuses études et expérimentations visent à identifier et quantifier les facteurs influençant le comportement des feux afin de réduire le risque d'incendie, limiter l'impact des feux, les contrôler ou prévoir leur évolution en temps réel [9,25–31]. Parmi ces facteurs, les conditions météorologiques et topographiques, ainsi que les caractéristiques de la végétation, sont souvent retenues [1,2,32]. En ce qui concerne les caractéristiques végétales, le comportement des feux (vitesse, intensité, énergie libérée...) est supposé varier selon la composition, la biomasse et la structure de la végétation [1,3,4].

Les facteurs du comportement du feu sont ainsi soumis à l'influence de facteurs naturels (dynamique de la végétation, interactions entre espèces, sol, climat), à l'action anthropique et aux perturbations. Différentes récurrences de feux sur cinquante ans entraînent différents faciès de structure végétale [33], ce qui devrait influencer en retour le comportement des feux futurs. En effet, la récurrence des feux se traduit par une modification de la structure de la végétation qui privilégie le développement de la strate basse aux dépens de la strate haute, en sachant que la continuité verticale du couvert constitue l'un des facteurs clés contrôlant le comportement du feu.

D'après les brûlages dirigés et les expériences tirées des modèles physiques les plus récents [1,27,34–36], les formations végétales denses et homogènes favorisent la propagation d'un feu. C'est le cas de formations hautes à *Ulex parviflorus* Pourr. en Espagne [9,29]. Au sein d'une même séquence de végétation, comme celle des landes à *Ulex*, le comportement du feu et le risque d'incendie varient en fonction du stade de développement de la végétation [37]. C'est pourquoi il est nécessaire d'étudier l'effet des différentes variables descriptives de la récurrence des feux : nombre de feux et intervalle de temps entre les feux.

Dans les formations végétales multi-stratifiées, le comportement du feu varie selon la continuité à l'intérieur des strates et entre strates. Ainsi, le feu se propagerait lentement, avec une faible intensité, dans des communautés matures à *Quercus suber* L. ayant un sous-étage clairsemé, alors qu'il serait plus rapide et intense dans des formations arborées plus claires, mais avec un sous-étage plus dense [10,36].

Les variations de structure de végétation (hétérogénéité verticale et horizontale de la végétation) sont particulièrement fortes dans les écosystèmes méditerranéens, du fait de la coexistence de nombreuses espèces ligneuses et herbacées dont les traits de vie répondent au régime des feux [38]. Les écosystèmes soumis à des feux récurrents peuvent d'ailleurs présenter une perte de résilience [39–43]. Il existe ainsi une large gamme de structures de végétation en région méditerranéenne, depuis les formations herbacées, puis arbustives dominées par des espèces ligneuses basses jusqu'aux forêts hétérogènes. De même, l'échelle d'hétérogénéité du combustible (de la particule au paysage) est très variable. Ainsi, les écosystèmes méditerranéens concernent une végétation particulièrement hétérogène spatialement [5,6].

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact de la récurrence passée des feux (nombre de feux en 50 ans) sur le comportement des feux futurs. Deux démarches sont possibles pour tester l'influence de la structure de la végétation sur le comportement de feux : l'expérimentation ou la modélisation. Les expérimentations *in situ* sont rares et plutôt issues de brûlages dirigés, qui correspondent à des feux peu intenses réalisés hors saison estivale à fort risque [36,44]. C'est pourquoi les démarches de modélisation, empirique ou physique [45–47], sont souvent utilisées. Dans la présente étude, nous avons procédé par modélisation en utilisant le modèle physique du feu Firetec [15,16]. Pour cela, nous avons étudié une séquence de végétation méditerranéenne depuis les maquis bas brûlés de manière récurrente vers les forêts matures ou submatures de chênes à long intervalle entre feux, voire non brûlées en 50 ans. Peu de simulations de feu ont déjà été réalisées à partir de scènes de végétation décrites précisément sur le terrain, les milieux en Provence calcaire ayant d'ailleurs été plus étudiés que ceux sur silice [15]. Ce travail est enfin destiné à enrichir notre base de connaissances afin de mieux gérer ces types de végétation sur le long terme pour diminuer le risque d'incendie.

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude et échantillonnage

Le site d'étude est inclus dans la partie nord-est du massif des Maures dans le Var, sur substrat géologique homogène (granitique et gneissique). Il présente cinq principaux types de végétation, que l'on peut retrouver dans les classifications européennes, telles que Promethus [11,12] ou EUNIS [13]. Ils comprennent : les maquis bas ou « Lowshrub » (de hauteur inférieure à 1 m) dominés par les cistes *Cistus salvifolius* L., *C. albidus* L. and *C. monspeliensis* L., les maquis moyens ou « Medshrub » (hauteur de 1 à 3 m) à

biomasse faible à forte, dominés par les cistes (principalement *Cistus monspeliensis*) et le calycotome *Calicotome spinosa* Link, les maquis hauts (3 à 6 m) ou « Highshrub » dominés par la bruyère arborescente *Erica arborea* L., les suberaies sur maquis ou « Woodshrub » et les chênaies mixtes ou « Woodland » (chêne-liège, chêne vert et chêne pubescent : *Quercus suber* L., *Q. ilex* L. et *Q. pubescens* Willdenow). Cette diversité de faciès répond à une mosaïque de feux qui, connue sur les cinquante dernières années, a permis de classer 51 placettes de 400 m² (surface généralement utilisée en phytoécologie pour analyser les composition, structure et biomasse) en cinq modalités de récurrence de feux selon le nombre de feux et le temps depuis le dernier feu et l'avant-dernier feu. L'historique des feux a été obtenu par photo-interprétation et analyse d'images satellites pour les feux les plus récents (Fig. 1). Les modalités de récurrence de feux, les variables de feu et les types de végétation sont indiqués dans le [Tableau 1](#).

2.2. Le modèle Firetec

Firetec est un modèle physique de feu, tridimensionnel, de transport à deux phases développé initialement au laboratoire de Los Alamos et co-développé par l'Inra d'Avignon depuis 2004. Le modèle est décrit dans les

publications suivantes [14,16]. Il permet de simuler le comportement du feu dans des combustibles complexes (hétérogènes et multi-stratifiés), car il spatialise explicitement le combustible sur un maillage tridimensionnel (avec une résolution voisine de 2 m). De plus, Firetec calcule le champ de vent en fonction des caractéristiques locales de la végétation, mais aussi de la topographie et des conditions météorologiques ambiantes. Dans le modèle, la propagation du feu résulte de la combinaison de trois processus simultanés : la combustion de particules solides, le transfert d'une partie de la chaleur émise par la combustion, puis son absorption par le combustible non brûlé, et enfin l'inflammation de ce combustible. Le modèle est basé sur une approche de transport en phase gazeuse en incorporant le processus de la combustion et les échanges de chaleur convectifs et radiatifs. Il permet d'aborder un grand nombre de problèmes liés aux feux de forêts, que ce soit à l'échelle du paysage ou de la parcelle forestière incluant des traitements de prévention des incendies. Un grand nombre de validations ont été conduites avec le modèle. Celles-ci concernent les calculs d'écoulements [48], le comportement du feu en présence de topographie [17], la propagation du feu dans des garrigues méditerranéennes [16], la sensibilité de la vitesse de propagation à la densité et la teneur en eau

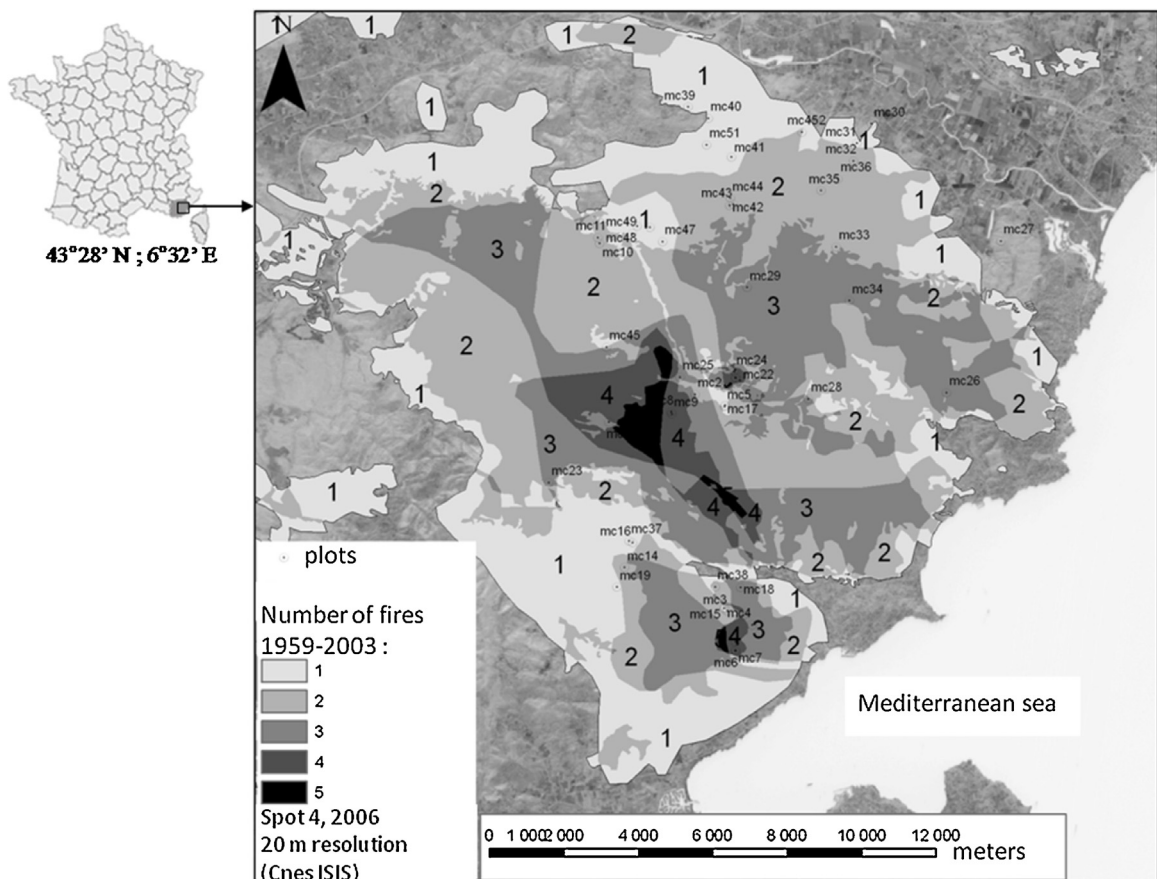


Fig. 1. Aire d'étude avec le nombre de feux depuis 1959 dans l'Est du massif des Maures (Var, Sud de la France). L'historique des feux est basé sur plusieurs bases de données méditerranéennes et l'interprétation d'images satellite et photographies aériennes. Les placettes sont indiquées par des nombres après « mc ».

Tableau 1

Classes basées sur la récurrence des feux, données obtenues à partir d'analyses d'images satellitaires et photographies aériennes depuis 1959.

Classe de récurrence de feu	Nombre de feux depuis 1959	Temps (ans) depuis le dernier feu	Année du dernier feu	Temps (ans) depuis l'avant-dernier feu	Année de l'avant-dernier feu	Types de végétation dominants
1	0, contrôle	47	1959 au moins	Inconnu	Inconnu	Suberaies, chênaies mixtes
2	1	16	1990	31	1959 au moins	Maquis hauts
3	2	16	1990	26	1964	Maquis moyens sous suberaies
4	2–3	16	1990	5	1985	Maquis moyens arborés
5	3–4	3	2003	13	1990	Maquis bas

du combustible dans des maquis espagnols [18], la propagation du feu dans des canopées [19–21], l'interaction entre panaches dans le contexte du contrefeu [16], les prédictions de flux radiatifs à l'interface habitat/forêt [20], ainsi que la vitesse et la température des gaz dans le panache [22].

2.3. Description du combustible

Afin de prendre en compte l'hétérogénéité du combustible et sa contribution à la propagation du feu, les paramètres importants dans la description du combustible sont sa charge et son recouvrement. Ainsi, pour chaque espèce caractérisant les types de végétation, les paramètres suivants ont été retenus : la hauteur (mètres), la base du houppier vert ou bas de la strate (m), la taille caractéristique ou diamètre moyen de l'individu L (m) et le recouvrement (%). Trois compartiments de végétation sont considérés : les arbres, les arbustes isolés et les nappes de végétation basse constituées de ligneux bas et/ou d'herbacées (voir Annexe). Les pourcentages de recouvrement peuvent dépasser 100 % par compartiment et/ou pour l'ensemble de ceux-ci dans le maillage constituant les scènes de végétation dans Firetec, du fait de la superposition des trois compartiments ou du recouvrement des espèces au sein d'un même compartiment. Les espèces ayant un faible recouvrement (seuil fixé de 5 à 10 % pour des espèces n'émettant pas de composés organiques volatiles inflammables [49,50] pouvant favoriser la propagation verticale et horizontale) n'ont pas été prises en compte, car elles ne jouent pas un rôle significatif dans la propagation du feu, ce qui permet également de ne pas alourdir les calculs engendrés lors de la simulation.

À partir de cette description de la structure végétale, chaque type de végétation répondant à une classe de récurrence de feu a été subdivisé en un faciès moyen et en deux variantes de ce faciès qui lui sont particulièrement différentes. Le faciès moyen a été calculé à partir des moyennes de chaque variable décrivant la structure de végétation (1 à 5). Le faciès *a* correspond aux faciès typiques et le faciès *b* aux faciès alternatifs avec strate basse plus haute, ces variantes permettant de constituer un écart-type autour des types moyens.

2.4. Modélisation de la végétation et de sa teneur en eau

D'autres données ont ensuite été récoltées pour compléter ces variables descriptives issues du terrain : la teneur en eau et la masse volumique des différents végétaux. Les teneurs en eau des espèces rapportée au

pois sec sont issues des données du réseau de surveillance hydrique de la végétation méditerranéenne (<http://www.reseau-hydrique.org/>). Les teneurs retenues sont des valeurs moyennes en conditions estivales sévères à très sévères (15 juillet au 15 août) sur la période 1996–2006. Les données de masse volumique ρ (kg/m^3), ainsi que le rapport surface/volume σ (m^{-1}) ont été recueillies pour les feuilles et les rameaux inférieurs à 2 mm dans le cadre du programme européen Fire Paradox [51]. Ces types de particules sont les seules considérées dans la suite de l'étude en tant que combustible fin qui participe activement à la propagation du feu. Les données pour les particules mortes n'étant pas toujours disponibles, une seule espèce jugée importante dans le comportement du feu a été utilisée : *E. arborea* L. (espèce structurante mature à sénescence). Lorsque les données n'étaient pas disponibles dans la base de données, elles ont été extrapolées à partir d'espèces possédant les mêmes caractéristiques et corrigées à partir d'indices comme le *leaf area index* (LAI) [52].

L'ensemble de ces paramètres est intégré dans un éditeur de combustible avant simulation et obtention des principales variables de comportement de feu (Fig. 2). Ce modèle permet les superpositions de strates lorsque celles-ci sont disjointes (arbres/arbustes). Quatre fichiers sont alors constitués et correspondent à des tableaux contenant les variations spatiales de la densité du combustible fin, c'est-à-dire du feuillage à l'échelle de la plante, du rapport surface/volume de ce combustible fin, de la teneur en eau du combustible fin et de la hauteur réelle de végétation dans la maille. Afin de vérifier le réalisme des scènes de végétation générées, des visualisations sous Fire Paradox Fuel Manager (FPFM) et sous R [53] ont été réalisées (packages *akima*, *ellipse*, *rgl*).

2.5. Les simulations avec Firetec

Afin de tester l'effet de la structure sur le comportement de feu, les simulations sont effectuées dans des conditions de vent ambiant identiques. Les simulations sont réalisées avec un vent de 10 m/s (36 km/h) à 40 m de hauteur. L'air ambiant est supposé sec et à une température voisine de 30 °C. Le domaine de calcul est de 320 × 40 m. La ligne d'allumage est située à 80 m de la frontière amont du domaine ($x=80$ m). La zone d'étude pour les calculs d'intensité du feu et de vitesse de propagation est située sur 100 m de propagation (entre $x=140$ et 240 m). Dans le cas de feux qui s'éteignent avant la fin du domaine de simulation, on donne les caractéristiques en début de propagation.

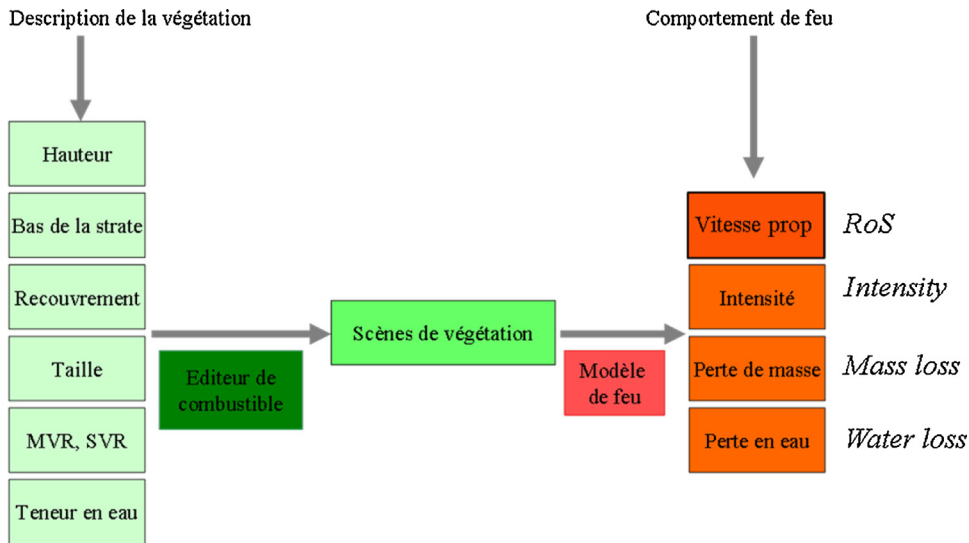


Fig. 2. (Couleur en ligne). Démarche générale de travail, de la description de la végétation à l'obtention des sorties du modèle de comportement de feu. MVR : masse volume ratio ; SVR : surface volume ratio ; RoS : Rate of Spread (vitesse de propagation du feu).

2.6. Les variables physiques de feu en sortie de Firetec

Les données de sortie de Firetec sont les variables thermodynamiques décrivant l'état de la matière (végétation et air ou phase gazeuse), calculées en chaque point du domaine au cours du temps. Il est alors nécessaire d'effectuer des post-traitements pour obtenir les données suivantes : biomasses initiale et finale (part consommée ou perte en masse), teneurs en eau initiale et finale (donnant la perte en eau), position du front de feu au cours du temps, vitesse de propagation (*Rate of Spread* [RoS]) au cours du temps et intensité (kW/m) au cours du temps. L'intensité est calculée sur la base de la consommation instantanée de combustible en fonction du temps, selon la formule de Byram [54] :

$$I = 18\,000 \frac{\Delta M}{L},$$

avec ΔM la consommation de combustible par unité de temps (en kg/s) et L la largeur du front de feu (ici, 40 m).

2.7. Analyses de données

Nous avons réalisé des tests de comparaison multiples (tests non paramétriques de Kruskal-Wallis, suivis de tests de Student-Newman-Keuls lorsque l'hypothèse nulle

H_0 était rejetée) [55] pour observer les relations entre les différentes variables de sortie du modèle de comportement de feu selon les cinq modalités de récurrence de feux. Ces analyses statistiques ont été réalisées sous le logiciel R [53] (packages ade4 and vegan) et StatgraphicsTM [56].

3. Résultats

3.1. Les faciès de végétation présentent différentes caractéristiques de combustibilité

Le **Tableau 2** montre l'évolution du recouvrement en arbres, arbustes et nappes pour les 15 types sélectionnés (détails en Annexe) avant simulation du comportement de feu par Firetec. Pour les types de végétation classés moyens, le recouvrement des strates basses (herbacées et arbustives) diminue quand la strate haute augmente. Les types a indiquent en général des dominances marquées arborées ou arbustives, alors que les types b sont plutôt caractérisés par une strate basse surdéveloppée et une strate haute sous-développée. Lorsque le recouvrement est proche, comme pour les types 1 (chênaies) et 4 (maquis moyens arborés), qui concernent pourtant des végétations

Tableau 2
Recouvrements de végétation par strate pour chaque type testé.

Modalité de feu/faciès de végétation	Strates	% Recouvrement (type moyen)	% Recouvrement (variante a)	% Recouvrement (variante b)
1/Suberaie–chênaie	Haute	40	60	44
1/Suberaie–chênaie	Basse	43	33	28
2/Maquis haut–suberaie s/maquis	Haute	29	24	49
2/Maquis haut–suberaie s/maquis	Basse	52	75	51
3/Maquis moyen–suberaie sur maquis	Haute	27	60	18
3/Maquis moyen–suberaie sur maquis	Basse	56	40	52
4/Maquis moyen arboré	Haute	38	19	19
4/Maquis moyen arboré	Basse	40	67	68
5/Maquis bas à moyen	Haute	17	18	20
5/Maquis bas à moyen	Basse	64	47	69

Tableau 3
Principales sorties de Firetec.

Modalités de feu/faciès de végétation	Type moyen	a	b
	RoS (km/h)		
1	0,72*	0,00*	0,432*
2	3,78	4,068	1,656
3	3,924	5,508	2,196
4	1,26 *	3,492	2,844
5	1,404	1,584	1,116
Intensité (kW/m)			
	Type moyen	a	b
1	1000,00 *	450,00 *	280,00 *
2	9800,00	14600,00	3000,00
3	7960,00	12900,00	5800,00
4	1700,00 *	7830,00	6270,00
5	2100,00	780,00	1640,00
Perte en masse de la canopée (%)			
	Type moyen	a	b
1	1,10	0,16	0,00
2	69,74	67,69	46,53
3	64,00	68,72	52,17
4	8,93	66,50	66,48
5	31,08	18,18	30,08
Perte en eau (%)			
	Type moyen	a	b
1	2,10	1,20	0,90
2	60,00	64,60	42,10
3	55,20	59,10	44,90
4	4,80	56,20	51,70
5	26,10	20,00	34,00

* Signifie que le feu s'est arrêté.

très différentes, il est nécessaire de regarder les charges et les hauteurs des espèces dans chaque type. Malgré le faible effectif des simulations, l'ensemble de ces données permet de traiter une gamme de situations assez large. À titre d'illustration sont présentées sur la Fig. 3 les scènes réalisées sous R pour les types a et b.

3.2. Le comportement du feu prédit en fonction des modalités de récurrence des feux

Les sorties du modèle sont résumées dans le Tableau 3 et illustrées dans la Fig. 4. Les valeurs sont des moyennes, sauf lorsque le feu s'arrête (valeurs désignées par un astérisque).

Nos résultats confirment que le comportement du feu varie selon les cinq classes de récurrence de feux passés, avec un effet de la structure de la végétation et des conditions de simulation. D'une part, la densité du recouvrement de la strate haute de végétation atténuée le vent au sol, contrairement à celui de la strate basse qui augmente les variables du feu (vitesse, intensité, pertes en masse et en eau). On peut citer en exemple le comportement de feu du type moyen 2 (maquis haut), avec un recouvrement moyen au sol de 52 %, contre seulement 29 % de recouvrement arboré, ce qui induit des vitesses du vent au sol suffisantes pour la propagation au sol et en cime. D'autre part, les vitesses et intensités sont d'autant plus fortes que la biomasse et la connexion spatiale sont importantes. Citons le type 3a (suberaie sur maquis moyen) dont le recouvrement reste faible au sol (38 %) en comparaison du recouvrement arboré (63 %), mais avec une forte connexion spatiale entraînant une augmentation de la vitesse et de l'intensité du feu. Les distances entre les individus sont de l'ordre du mètre, ce qui se traduit dans Firetec par un couvert assez continu et homogène (maille

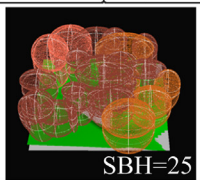
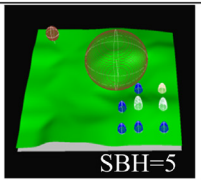
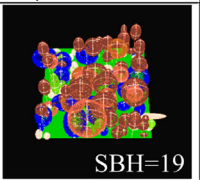
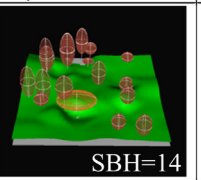
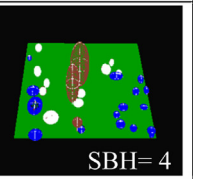
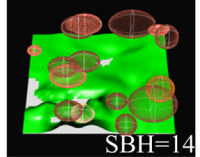
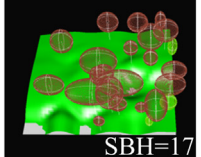
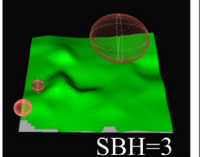
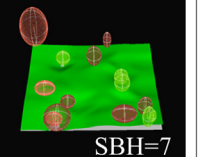
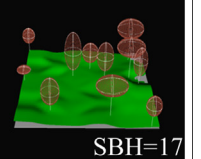
		Scènes de végétation				
		1	2	3	4	5
Descriptif végétation		Peuplements arborés, matures ou submatures, mélangés ou sur maquis	Maquis hauts, suberaies sur maquis	Maquis moyens, suberaies sur maquis	Maquis moyens plus ou moins arborés	Maquis bas à moyens
Régime d'incendie		Aucun feu depuis 1959	1 seul feu en 1990	2-3 feux avec intervalle de temps long entre les feux, dernier en 1990	2-3 feux avec intervalle de temps court entre les feux, dernier en 1990	3-4 feux dont le dernier en 2003
Variante a		 SBH=25	 SBH=5	 SBH=19	 SBH=14	 SBH=4
Variante b		 SBH=14	 SBH=17	 SBH=3	 SBH=7	 SBH=17

Fig. 3. (Couleur en ligne). Descriptifs et scènes de végétation par placette de 400 m² pour les cinq modalités de récurrence de feux. Les trois compartiments (arbres, arbustes et nappes de végétation) apparaissent selon des couleurs différentes par espèce (arbres et arbustes : marron foncé : *Quercus suber* L., marron clair : *Quercus ilex* L., bleu : *Erica arborea* L., blanc : *Calicotome spinosa* Link) ou pour l'ensemble (vert : nappe). SBH : surface terrière (m²/ha).

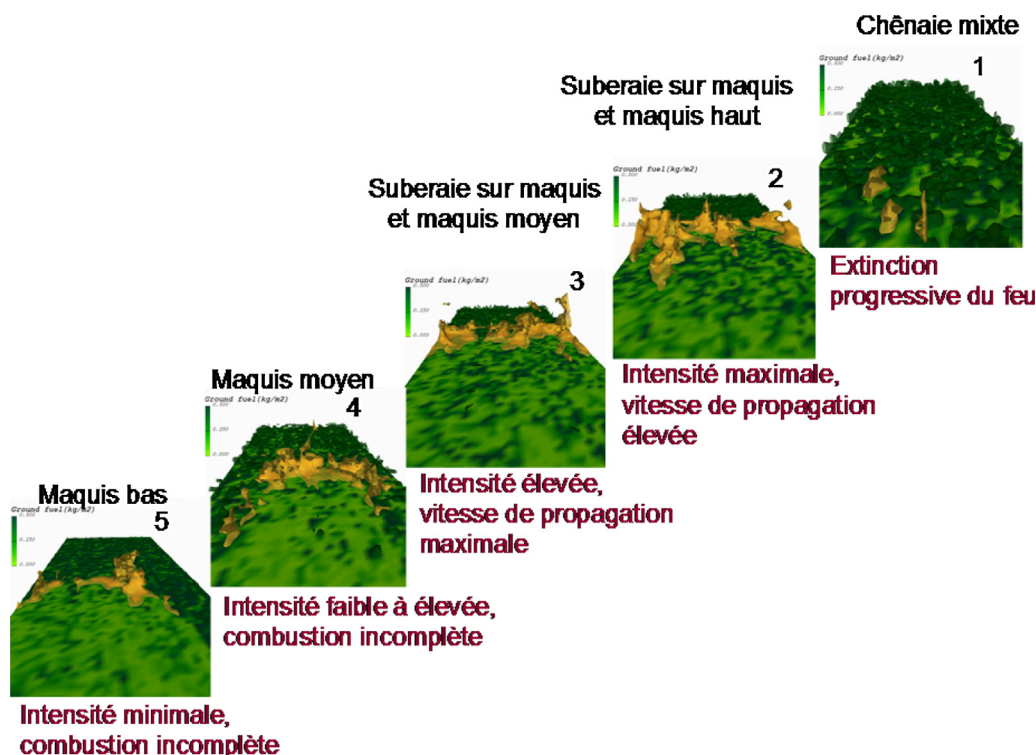


Fig. 4. (Couleur en ligne). Simulations du comportement de feu en fonction des faciès de végétation et des modalités de récurrence de feu (vitesse de vent de 10 m/s à 40 m de haut sur un domaine de 320 m × 80 m). Les principales caractéristiques de combustibilité (intensité, vitesse de propagation ou RoS, combustion) sont précisées. Les scènes sont obtenues 150 s après allumage.

de 2 m). La taille de la canopée se situe entre 1,60 m (bas) et 5 m (haut) et la teneur en eau est voisine de 60 % du poids sec (ce qui est faible pour des arbres). Le sous-étage est marqué par la dominance d'*E. arborea* L., avec des individus assez denses et parfois sénescents. Enfin, le feu du type 4a (maquis moyen) est rapide et d'intensité élevée, moins que 4b (variante), vraisemblablement en raison des différences de composition et de la présence d'individus morts de *Calicotome* (teneur en eau 10 %).

3.3. La combustibilité diffère-t-elle selon la récurrence de feux passés ?

Les analyses de variance montrent des différences significatives pour la vitesse de propagation, l'intensité du front de flammes, la perte en masse et la perte en eau, avec des valeurs maximales pour les modalités 2 et 3 à temps long depuis le dernier feu et peu de feux en cinquante ans (1 à 2), représentées par les maquis hauts et moyens, sous suberaie plus ou moins claire (Fig. 5). Les différences sont toutes significatives (tests SNK, $p < 0,05$), mais de façon plus contrastée pour la perte en masse, la vitesse de propagation du feu et l'intensité (corrélées à $p < 0,001$). L'effet du temps depuis le dernier feu (tests SNK, $p < 0,01$ ou $< 0,05$) est toujours supérieur à celui du nombre de feux (tests SNK, $p < 0,05$) (Fig. 6). L'effet du temps depuis l'avant-dernier feu est aussi testé (l'intervalle entre les feux pouvant affecter la combustibilité comme la résilience), mais il ne montre aucune influence significative.

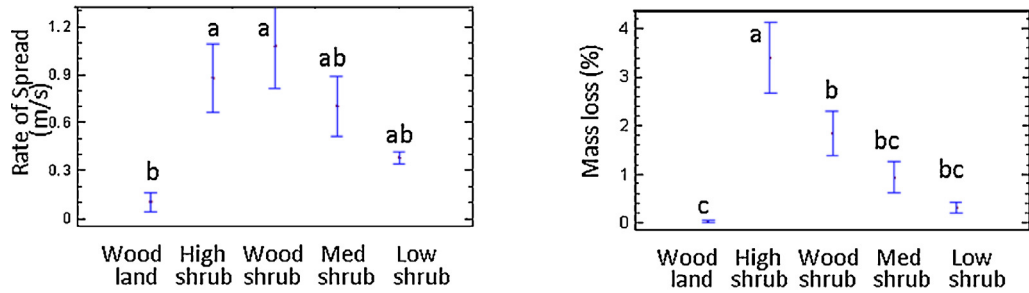
4. Discussion

En termes de récurrence de feux, les analyses de variance montrent que les variables de feu les plus influentes sont le temps depuis le dernier feu, puis le nombre de feux. Seize ans après le dernier feu, la biomasse s'est accumulée suffisamment pour entraîner une forte combustibilité (formant notamment des maquis hauts à connexions spatiales très marquées), alors que près de 50 ans sans feu permet l'installation de formations arborées auto-protectrices en termes de combustibilité (chênaies mixtes surtout).

En ce qui concerne le recouvrement végétal, celui des strates basses (herbacées et arbustives) diminue généralement quand la strate haute augmente, limitant ainsi les apports en lumière et exerçant une compétition pour les ressources du sol aux dépens du sous-étage. Une notion de seuil de recouvrement entre les strates haute et basse est apportée par le rapprochement du comportement de feu du type 4 (maquis moyen arboré) avec le type 2b (suberaie sur maquis haut) dont le recouvrement total atteint environ 100 % : le feu s'y propageant plus que dans le type moyen 4, où il ralentit, on peut supposer qu'un seuil de recouvrement pourrait se situer entre 40 et 50 % pour chacune des strates.

Ainsi, on confirme une absence de propagation du feu en faciès submatures non brûlés depuis au moins cinquante ans, en raison du recouvrement au sol insuffisant et d'un fort couvert arboré empêchant le vent

Kruskal-Wallis & Student-Newman-Keuls tests



Kruskal-Wallis & Student-Newman-Keuls tests

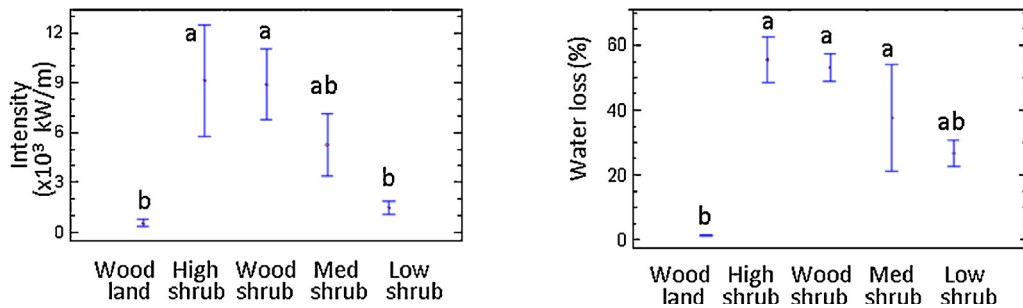


Fig. 5. Analyse de variance des principales sorties du modèle : moyennes, erreurs types et groupes en fonction des types de végétation (tests non paramétriques de Kruskal-Wallis, suivis des tests de Student-Newman-Keuls lorsque l'hypothèse nulle est rejetée afin d'obtenir des groupes de variation, affectés par des lettres minuscules en haut des graphiques).

d'augmenter au sol, puis une intensité du feu qui globalement décroît, avec une récurrence des feux croissante, depuis les maquis hauts et suberaies sur maquis jusqu'aux maquis moyens à bas (types ayant subi de 1 à 3 ou 4 feux en cinquante ans).

L'observation de suberaies sur maquis particulières (de type 3a) avec une propagation du feu d'abord en cime en est un bon exemple, alors qu'une telle chose est rare sur le terrain et que le feu simulé présente des vitesses et intensités fortes.

Ces résultats confirment nos hypothèses de départ, selon lesquelles des formations arbustives matures (maquis hauts), en raison de leur forte continuité verticale et de leur proportion de particules mortes, entraînent des feux plus intenses. Cela rejoint l'approche par un indice théorique de risque de propagation proposé par plusieurs auteurs [9,29,37], où un niveau de risque maximal est observé dans les maquis hauts à sous-étage mature à sénescence (Fig. 7).

Les vitesses de propagation prédites par Firetec pour des grands feux sous conditions extrêmes sont compatibles avec les feux observés en 2003 dans le Var [57]. Les vitesses de feu obtenues sur nos quinze types de végétation sont logiquement plus fortes que dans les brûlages dirigés de Fernandes et al. [1] (0,005 à 0,235 m/s) conduits sur des faciès semblables (formations arbustives basses d'*Erica* et *Chamaespartium*). Les travaux de Stocks et al. [58] et Taylor et al. [59] fournissent également des valeurs en dessous de

celles obtenues avec Firetec (de l'ordre de 1 m/s). Ceci est probablement lié aux différences de types végétaux, conditions de vent et d'humidité du combustible. De plus, Firetec utilise, dans la présente étude, un front infiniment large de feu (conditions latérales cycliques), et on sait que la vitesse de propagation augmente avec la largeur du front de feu [60,61]. Les brûlages dirigés de Fernandes et al. [1], comme les expériences de Stocks et al. [58], font quelques dizaines de mètres de large. Les simulations réalisées avec Firetec correspondent à des conditions sévères (vent moyen proche de 40 km/h, faibles teneurs en eau, etc.), contrairement aux brûlages dirigés, qui s'effectuent toujours en conditions climatiques moins sévères (printemps, hiver) afin de rester contrôlables (feux d'intensité faible). Les teneurs en eau des combustibles morts ont été fixées à 10 %, tandis que celles de Fernandes et al. [1] ont été observées entre 14 et 21 %. Par ailleurs, la hauteur de flamme est fortement reliée à l'intensité de la chaleur du front de feu [1]. Traubaud [62] fournit des valeurs d'intensité d'après Van Wagner pour les feux de cime : entre 8 000 et 40 000 kW/m. Ces valeurs sont un peu plus élevées que celles de nos résultats. Cela est également à relier avec l'inflammabilité propre des espèces, qui dépend également des teneurs en eau et du rapport surface/volume des particules. Des échelles d'inflammabilité ont d'ailleurs été proposées, pouvant aider à la gestion du risque d'éclosion des feux selon le peuplement considéré [63].

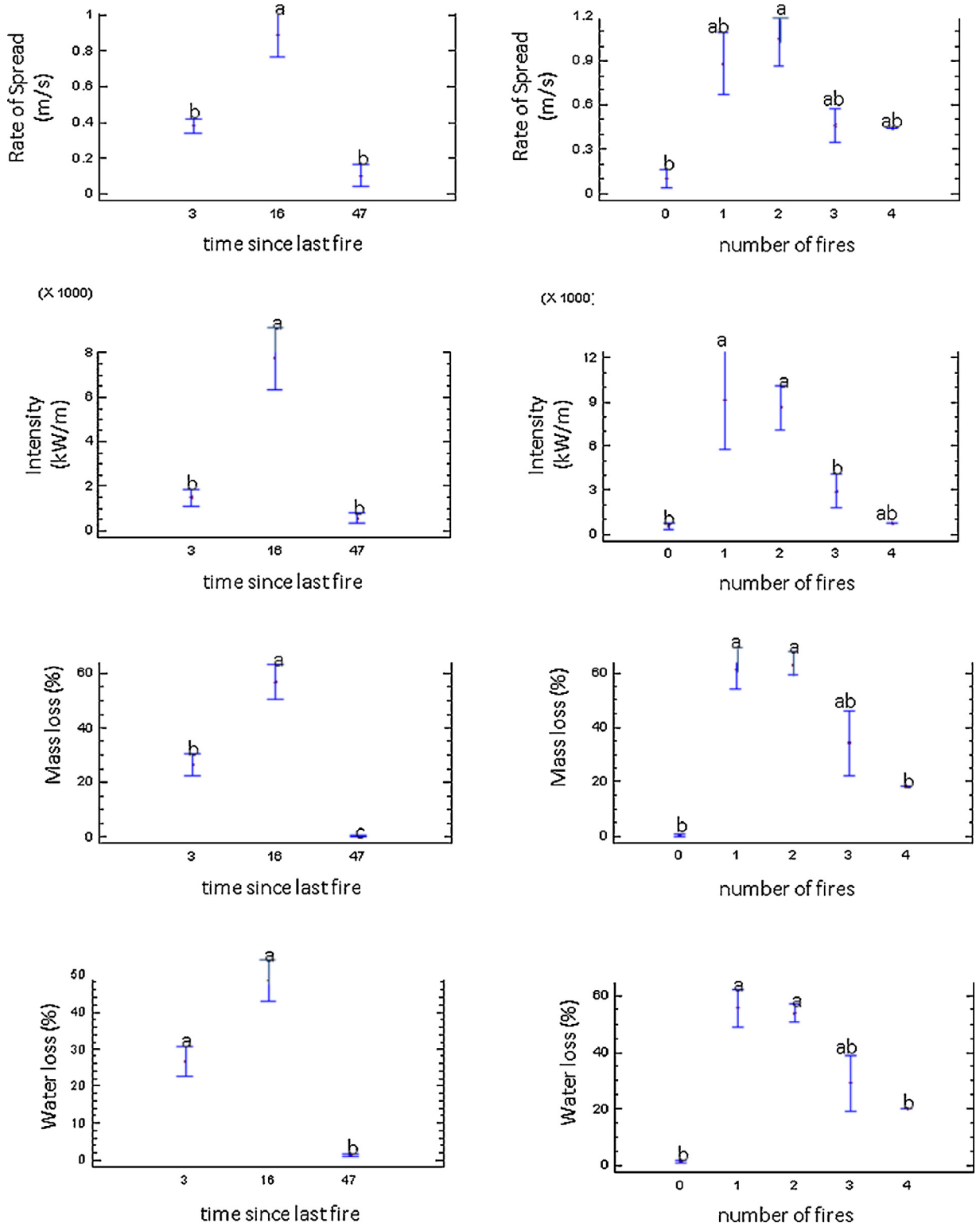


Fig. 6. Effets du temps depuis le dernier feu et du nombre de feu : moyennes, erreurs-types et groupes homogènes (tests KW et SNK) pour la vitesse de propagation, l'intensité, la perte en masse et la perte en eau.

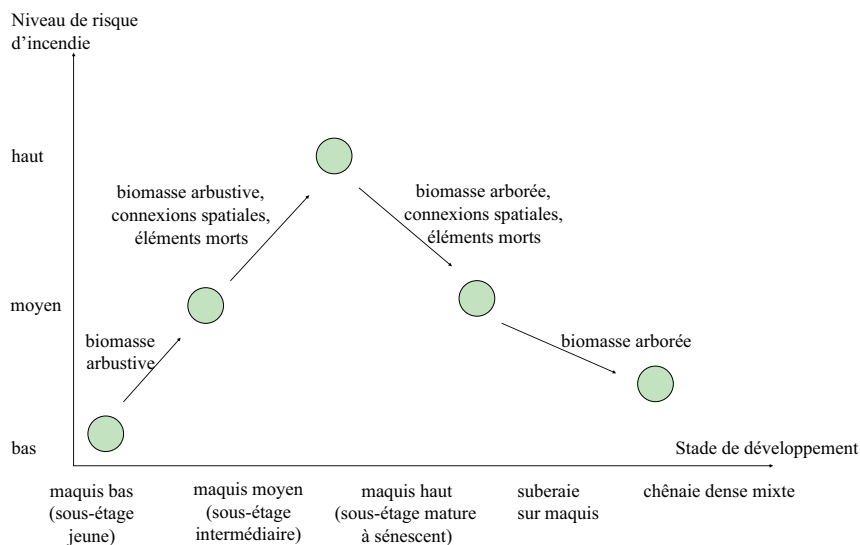


Fig. 7. Schéma de l'évolution du risque d'incendie (éclosion et propagation) en fonction du stade de développement de la végétation. Les facteurs influençant le passage d'un stade au stade suivant sont présentés par des flèches.

5. Conclusions

La récurrence des feux affecte la structure de la végétation, et subséquemment le comportement du feu : les types de végétation ayant subi une récurrence de feux au cours des dernières décennies montrent des variations significatives de comportement du feu en perte en masse, en vitesse de propagation, en intensité du feu et en perte en eau de la végétation. Les résultats sont cohérents avec les hypothèses de départ : une absence de propagation du feu en faciès submatures non brûlés depuis au moins cinquante ans, puis une intensité du feu qui globalement décroît avec une récurrence des feux croissante, depuis les maquis hauts et suberaies sur maquis jusqu'aux maquis moyens à bas (types ayant subi de un à trois ou quatre feux en cinquante ans). Des taux de recouvrement sont soulignés entre les strates haute et basse, entraînant des seuils de propagation du feu qui peut passer ou non en cime. La composition est également contributive, de même que la proportion en particules fines éventuellement sénescents. Ces résultats apportent des nuances aux simulations, généralement réalisées sur un type de végétation en particulier à partir d'estimations visuelles de recouvrement et biomasse, et à partir de modèles empiriques ou semi-empiriques du feu : ainsi, les suberaies sur maquis et les maquis arborés peuvent représenter des combustibilités fortes du fait de leur continuité verticale, qui ne paraît pas toujours avec la seule considération du recouvrement.

Connaissant cette hiérarchie de combustibilité pour quinze faciès de végétation répondant à cinq classes de récurrence de feux, les efforts des gestionnaires du risque d'incendie pourraient être ciblés sur les maquis hauts et les suberaies sur maquis à forte connexion spatiale. Une étude approfondie avec plus de simulations permettrait d'aller plus loin dans les différences inter- et intra-types de végétation afin de passer à l'échelle du paysage. Il pourrait aussi être intéressant de comparer et valider les résultats

obtenus par la modélisation avec l'avis d'experts du comportement du feu, notamment de pompiers. Cela nécessiterait un protocole spécifique de sélection des personnes et de choix des variables qualitatives et quantitatives. Certains auteurs [64] ont effectué une telle démarche de recueil d'expertise, notamment en faisant varier l'abondance du sous-étage et l'irrégularité structurale (exprimée par des variations de diamètre des troncs).

Remerciements

Cette étude a été réalisée en étroite collaboration avec l'Inra d'Avignon dans le cadre du projet européen Fire Paradox à travers la phase de préparation des fichiers d'entrée, la phase de simulations et de post-traitements des données de sortie, et l'analyse du comportement de feu. Nous remercions chaleureusement Éric Rigolot sur la validation de la démarche et nos collègues du Cemagref ayant participé à ce travail, du terrain au laboratoire : Samuel Alleaume, Jonathan Baudel, Laurent Borgniet, Simon Brewer, Aminata N'Diaye Boubacar, Olivier Chandioux, Roland Estève, Anne Ganteaume et Willy Martin.

Annexe A. Matériel complémentaire

Le matériel complémentaire accompagnant la version en ligne de cet article est disponible sur <http://www.sciencedirect.com> et <http://dx.doi.org/10.1016/j.crvi.2015.10.001>.

Références

- [1] P.M. Fernandes, W.R. Catchpole, F.C. Rego, Shrubland fire behaviour modelling with microplot data, *Can. J. Forest Res.* 30 (2000) 889–899.
- [2] C.L. Riccardi, R.D. Ottmar, D.V. Sandberg, A. Andreu, E. Elman, K. Kopper, J. Long, The fuelbed: a key element of the Fuel Characteristic Classification System, *Can. J. Forest Res.* 37 (2007) 2394–2412.

- [3] C. Hély, Y. Bergeron, Flannigan, Effects of stand composition on fire hazard in mixed-wood Canadian boreal forest, *J. Veg. Sci.* 11 (2000) 813–824.
- [4] H. Tanskanen, A. Venäläinen, P. Puttonen, A. Grandström, Impact of stand structure on surface fire ignition potential in *Picea abies* and *Pinus sylvestris* forests in southern Finland, *Can. J. Forest. Res.* 35 (2005) 410–420.
- [5] A.M. Gill, R.H. Groves, in: R.L. Specht (Ed.), *Fire Regimes in Heathlands and their Plant Ecological Effects, Ecosystems of the World 9B Heathlands and Related Shrublands Analytical Studies*, Elsevier Scientific, New York, 1981, pp. 61–84.
- [6] J. Keeley, C.J. Fotheringham, M. Baer-Keeley, Determinants of postfire recovery and succession in mediterranean-climate shrublands of California, *Ecol. Appl.* 15 (2005) 1515–1534.
- [7] P.L. Andrews, C.D. Bevins, R.C. Seli, BehavePlus fire modeling system, version 3.0: User's Guide, Dept. of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, United States, 2004, p. 132.
- [8] B. Arca, P. Duce, M. Laconi, G. Pellizzaro, M. Salis, D. Spano, Evaluation of FARSITE simulator in Mediterranean maquis, *Int. J. Wildland Fire* 16 (2007) 563–572.
- [9] M. De Luis, M.J. Baeza, J. Raventos, J.C. Gonzales-Hidalgo, Fuel characteristics and fire behaviour in mature Mediterranean gorse shrublands, *Int. J. Wildland Fire* 13 (2004) 79–87.
- [10] P.M. Fernandes, E. Rigolot, The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.), *Forest Ecol. Manag.* 241 (2007) 1–13.
- [11] M. Jappiot, K. Abdelmoula, B. Allgöwer, L. Borgniet, T. Curt, D. Ghosn, I. Gitas, G. Kazakis, B. Koetz, C. Lampin, A. Marell, D. Morge, F. Morsdorf, E. Rigolot, A. Sesbou, J.-A. Vega, O. Vigy, Georeferenced database of representative sites including ecological data, in: P. n. F. -. Deliverable D. 3. 4-1 of the Integrated project "Fire Paradox", European Commission, 2007, p. 73.
- [12] D. Riaño, E. Meier, B. Allgower, E. Chuvieco, S.L. Ustin, Modeling airborne laser scanning data for the spatial generation of critical forest parameters in fire behavior modeling, *Remote. Sens. Environ.* 86 (2003) 177–186.
- [13] C.E. Davies, D. Moss, M. Hill, Eunis habitat classification revised. Report to the European Environment Agency and the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, 2004 <http://eunis.eea.europa.eu/>.
- [14] P. Cunningham, R. Linn, Numerical simulations of grass fires using a coupled atmosphere–fire model: Dynamics of fire spread, *J. Geophys. Res.* 112 (2007).
- [15] F. Pimont, R.R. Linn, J.L. Dupuy, D. Morvan, Effects of vegetation description parameters on forest fire behavior with Firetec, *Forest Ecol. Manag.* 234 (2006) S120.
- [16] J.L. Dupuy, R.R. Linn, V. Konovalov, F. Pimont, J.A. Vega, E. Jiménez, Exploring three-dimensional coupled fire/atmosphere interactions downwind of wind-driven surface fires and their influence on backfiring using the HIGRAD-Firetec model, *Int. J. Wildland Fire* 20 (2011) 734–750.
- [17] F. Pimont, J.-L. Dupuy, R.R. Linn, Coupled slope and wind effects on fire spread with influences of fire size: a numerical study using Firetec, *Int. J. Wildland Fire* 21 (2012) 828–842.
- [18] E. Marino, J. Dupuy, F. Pimont, M. Guijarro, C. Hernando, R. Linn, Fuel bulk density and fuel moisture content effect on fire rate of spread: a comparison between Firetec model predictions and experimental results in shrub fuels, *J. Fire Sci.* 30 (2012) 277–299.
- [19] R.R. Linn, K. Anderson, J. Winterkamp, A. Brooks, M. Wotton, J.-L. Dupuy, F. Pimont, C. Edminster, Incorporating field wind data into Firetec simulations of the International Crown Fire Modeling Experiment (ICFME): preliminary lessons learned, *Can. J. Forest Res.* 42 (2012) 879–898.
- [20] F. Pimont, J.-L. Dupuy, R.R. Linn, Fire effects on the physical environment in the WUI using Firetec, in: E.D. Viegas (Ed.), *Advances in Forest Fire Research, Fire Management*, 2014, pp. 749–757.
- [21] C.M. Hoffman, F. Canfield, R.R. Linn, W. Mell, C.H. Sieg, F. Pimont, J. Ziegler, Evaluating crown fire rates of spread predictions from comprehensive physics based models, *Fire Technol.* (2015) 1–17. , <http://dx.doi.org/10.1007/s10694-015-0500-3>.
- [22] J.-L. Dupuy, F. Pimont, R.R. Linn, Firetec evaluation against the FireFlux experiment: preliminary results. *Advances in Forest Fire Research*, Ed. DX Viegas, 2014, pp. 261–274.
- [23] R.R. Linn, J. Canfield, P. Cunningham, C. Edminster, J.-L. Dupuy, F. Pimont, Using periodic line fires to gain a new perspective on multi-dimensional aspects of forward fire spread, *Agric. Forest Meteorol.* 157 (2012) 60–76.
- [24] L. Trabaud, *Les feux de forêts. Mécanismes, comportement et environnement*, France Selection, Aubervilliers, France, 1989.
- [25] M.G. Cruz, P.M. Fernandes, Development of fuel models for fire behaviour prediction in maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) stands, *Int. J. Wildland Fire* 17 (2008) 194–204.
- [26] P.A.M. Fernandes, C.A. Loureiro, H.N.S. Botelho, Fire behaviour and severity in a maritime pine stand under differing fuel conditions, *Ann. Forest Sci.* 61 (2004) 537–544.
- [27] F. Pimont, *Modélisation physique de la propagation des feux de forêts : effets des caractéristiques physiques du combustible et de son hétérogénéité*, Aix-Marseille Université, 2008, p. 325.
- [28] M. Plucinski, The investigation of factors governing ignition and development of fires in heathland vegetation, Univ. New South Wales, Australia, 2003, PhD Dissert., 347 p.
- [29] M.J. Baeza, M. De Luis, J. Raventos, A. Escarré, Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk, *J. Environ. Manage.* 65 (2002) 199–208.
- [30] M.P. Plucinski, W.R. Anderson, Laboratory determination of factors influencing successful point ignition in the litter layer of shrubland vegetation, *Int. J. Wildland Fire* 17 (2008) 628–637.
- [31] D.X. Viegas, M.G. Cruz, L.M. Ribeiro, A.J. Silva, A. Ollero, B. Arrue, R. Dios, F. Gómez-Rodríguez, L. Merino, A.I. Miranda, P. Santos Gestosa, *Fire Spread Experiments, IV International Conference on Forest Fire Research*, 2002.
- [32] S.J. Pyne, P.L. Andrews, R.D. Laven, *Introduction to wildland fire: fire management in the United States*, 2nd ed., John Wiley & Sons, Somerset, New York, 1996, 300 p.
- [33] A. Schaffhauser, T. Curt, T. Taton, Fire-vegetation interplay in Mediterranean *Quercus suber* woodlands and maquis under recurrent fires, *Forest Ecol. Manag.* 262 (2011) 730–738.
- [34] R.R. Linn, J. Reisner, J.J. Colman, J. Winterkamp, Studying wildfire behavior using Firetec, *Int. J. Wildland Fire* 11 (2002) 233–246.
- [35] R.R. Linn, J. Winterkamp, J. Canfield, J. Sauer, J. Colman, J. Reisner, C. Edminster, F. Pimont, J.L. Dupuy, P. Cunningham, Versatility of Firetec, a physics-based wildfire model, *Forest Ecol. Manag.* 234S (2006) 11.
- [36] P. Fernandes, H. Botelho, A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction, *Int. J. Wildland Fire* 12 (2003) 117–128.
- [37] M.J. Baeza, J. Raventós, A. Escarré, V. Vallejo, Fire Risk and Vegetation Structural Dynamics in Mediterranean Shrubland, *Plant Ecol.* 187 (2006) 189–201.
- [38] J.G. Pausas, Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: A simulation approach, *J. Veg. Sci.* 10 (1999) 717–722.
- [39] M.J. Baeza, A. Valdecantos, J.A. Alloza, R. Vallejo, Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests, *J. Veg. Sci.* 18 (2007) 243–252.
- [40] B. Duguy, R. Vallejo, Land-use and fire history effects on post-fire vegetation dynamics in eastern Spain, *J. Veg. Sci.* 19 (2008) 97–108.
- [41] A. Vilà-Cabrera, S. Saura-Mas, F. Lloret, Effects of fire frequency on species composition in a Mediterranean shrubland, *Ecoscience* 15 (2008) 519–528.
- [42] R. Díaz-Delgado, F. Lloret, X. Pons, J. Terradas, Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires, *Ecology* 83 (2002) 2293–2303.
- [43] A. Schaffhauser, T. Curt, E. Vela, T. Taton, Recurrent fires and environment shape the vegetation in *Quercus suber* L. woodlands and maquis, *C. R. Biologies* (2012), <http://dx.doi.org/10.1016/j.crvi.2012.04.006>.
- [44] A. Simeoni, J.L. Rossi, F. Morandini, P.A. Santoni, F. Bosser, X. Silvani, L. Rossi, Thermal characterization of a fire across an heterogeneous mediterranean scrub, 12^e Journées internationales de thermique, Tanger, Maroc, 2005.
- [45] A.L. Sullivan, Wildland surface firespreadmodelling, 1990–2007. 1: Physical and quasi-physical models, *Int. J. Wildland Fire* 18 (2009) 349–368.
- [46] A.L. Sullivan, Wildland surface firespreadmodelling, 1990–2007. 2. Empirical and quasi-empirical models, *Int. J. Wildland Fire* 18 (2009) 369–386.
- [47] R. Weber, Modelling fire spread through fuel beds, *Progr. Energy Combust. Sci.* 17 (1991) 67–82.
- [48] F. Pimont, J.-L. Dupuy, R.R. Linn, S. Dupont, Validation of Firetec wind-flows over a canopy and a fuel-break, *Int. J. Wildland Fire* 18 (2009) 775–790.
- [49] E. Ormeño, B. Céspedes, A. Sanchez, A. Velasco-García, J.M. Moreno, C. Fernandez, V. Baldy, The relationship between terpenes and flammability of leaf litter, *Forest Ecol. Manag.* 257 (2009) 471–482.
- [50] S. Owen, C. Boissard, R.A. Street, S.C. Duckham, O. Csiký, C.N. Hewitt, Screening of 18 mediterranean plant species for volatile organic compound emissions, *Atmosph. Environ.* 31 (1997) 101–117.
- [51] N. Cassagne, F. Pimont, E. Rigolot, J.-L. Dupuy, C. Moro, P. Petit, D. Portier, J.-C. Valette, T. Curt, A. Schaffhauser, L. Borgniet, R. Estève, A.

- Ganteaume, M. Jappiot, W. Martin, A. N'Diaye, Fire Paradox: Internal Report 3.4-4. Fuel description and modelling, 2009, p. 42.
- [52] A. Schaffhauser, Impacts de la récurrence des incendies sur la végétation, son inflammabilité et sa combustibilité. Application à la Provence cristalline (massif des Maures, Var, France), Aix-Marseille Université, Marseille, France, 2009, thèse de doctorat, 224 p. + annexes, 282 p.
- [53] R Development Core Team, R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2008, ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>.
- [54] G.M. Byram, Combustion of forest fuels, in : K.P. Davis (Ed.), Forest fire: control and use, McGraw Hill, New York, NY, 1959, [pp. 61-89, 554-555].
- [55] B. Scherrer, Biostatistique, Gaëtan Morin éditeur, Canada, 1984, 576 p.
- [56] Statistical Graphics Corporation, STATGRAPHICS, a Statistical Graphics Software System, 2007, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-7717.1988.tb00682.x>.
- [57] S. Perchat, E. Rigolot, Comportement au feu et utilisation par les forces de lutte des coupures de combustible touchées par les grands incendies de la saison 2003, Réseau Coupures de Combustibles, 9, Éditions de la Cardère, Morières, France, 2005, 55 p. + CD-Rom.
- [58] B. Stocks, Fire behavior in immature jack pine, Can. J. Forest Res. 17 (1987) 80–86.
- [59] S.W. Taylor, B.M. Wotton, M.E. Alexander, G.N. Dalrymple, Variation in wind and crown fire behaviour in a northern jack pin-black spruce forest, Can. J. Forest Res. 34 (2004) 1561–1576.
- [60] R.R. Linn, J. Winterkamp, J.J. Colman, C. Edminster, J.D. Bailey, Modelling interactions between fire and atmosphere in discrete element fuel beds, Int. J. Wildland Fire 14 (2005) 37–48.
- [61] N.P. Cheney, J.S. Gould, Fire growth in grassland fuels, Int. J. Wildland Fire 5 (1995) 237–247.
- [62] L. Trabaud, Les feux de forêts. Mécanismes, comportement et environnement, France Selection, Aubervilliers, France, 1989, 278 pp.
- [63] A.P. Dimitrakopoulos, K.K. Papaioannou, Flammability Assessment of Mediterranean Forest Fuels, Fire Technol. 37 (2001) 143–152.
- [64] J.R. Gonzalez, O. Kolehmainen, T. Pukkala, Using expert knowledge to model forest stand vulnerability to fire, Comput. Electron. Agric. 55 (2007) 107–114.