

EFFETS DE LA RECURRENCE DES INCENDIES SUR LA CAPACITÉ DE RÉSILIENGE DES FORÊTS DE CHÊNE LIÈGE (*QUERCUS SUBER* L) DANS LE NORD -EST ALGÉRIEN

TEKKOUK Fatiha¹

1. Université de Tlemcen, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Département des Ressources Forestières, Laboratoire de Gestion Conservatoire de l'Eau, Sol et Forêts, Algérie.

Reçu le 08/01/2023, Révisé le 03/06/2023, Accepté le 05/06/2023

Résumé

Description du sujet : Les subéraies algériennes sont confrontées aux problèmes des incendies récurrents ; d'autant plus qu'ils sont trop rapprochés dans le temps. Elles semblent être sensibles au feu ; toutefois la périodicité a diminué. On estime que la moyenne entre deux incendies successifs est de l'ordre de 3 ans.

Objectifs : L'étude de l'influence du régime d'incendie sur la morphologie et la récupération sanitaire du chêne-liège dans les subéraies du massif forestier de Texenna.

Méthodes : Le travail de terrain a été mené dans des subéraies affectées à des dates et fréquences des différents incendies. 17 parcelles ont été mises dans ces subéraies à l'automne 2015. Chaque arbre (total de 938 arbres) a été mesuré individuellement (hauteur totale, diamètre). Le nombre de tiges a été compté dans chaque parcelle. Enfin nous avons calculé la densité et la surface terrière à l'hectare.

Résultats : La variation structurale du chêne liège, la plus importante apparaît affichée durant les premières années après les incendies du fait de l'instabilité de milieu. Les variables de feu les plus influentes sont la périodicité. La décroissance de cette modalité diminue la morphologie du chêne-liège.

Conclusion : La résilience du chêne-liège après perturbation est soumise à l'effet de la périodicité. L'occurrence de feux courts peut parfois être préjudiciable, si le liège n'a pas eu le temps de se reformer suffisamment et si les arbres n'ont pas eu le temps de récupérer correctement. Il est nécessaire de penser à agir avant l'incendie en diminuant le risque de combustibilité de la formation.

Mots clés : Chêne-liège ; Algeria ; récurrence des incendies ; périodicité ; résilience.

FIRE RECURRENCE EFFECTS ON THE RESILIENCE CAPACITY OF CORK OAK (*QUERCUS SUBER* L.) FORESTS IN NORTHEAST ALGERIA.

Abstract

Description of the subject : Algerian suberaies are confronted with the problem of recurrent fires, especially as they are too near in time. They seem to be sensitive to fire ; however the periodicity has decreased. It is estimated that the average time between two successive fires is about 3 years.

Objectives : The study of the influence of the fire regime on the morphology and sanitary recovery of cork oak in the suberaies of the Texenna forest massif.

Methods : The field study was carried out in suberaie affected by different fire dates and frequencies. Each tree (total of 938 trees) was measured individually (total height, diameter). The number of stems was counted in each plot. Finally we calculated the density and basal area per hectare.

Results : The most important structural variation of cork oak appears during the first years after the fires due to the instability of the environment. The most influential fire variables are periodicity. The decrease of this modality decreases the morphology of the cork oak.

Conclusion : The resilience of cork oak after disturbance is subject to the effect of periodicity. The occurrence of short fires can sometimes be detrimental, if the cork has not had time to reform sufficiently and the trees have not had time to recover properly. It is necessary to think about acting before the fire by reducing the risk of the formation being combustible.

Keywords : Cork oak ; Forest fire ; Fire recurrence ; Periodicity ; Resilience.

*Auteur correspondant : TEKKOUK Fatiha, E-mail : fatiha1_tekkouk@yahoo.fr

INTRODUCTION

Les forêts méditerranéennes sont fragiles et instables à cause des perturbations dues aux conditions climatiques, pression humaine de longue durée et répétition du feu. Environ 70% de forêts et arbustes méditerranéens étaient déjà détruits en 1990 [1]. En Algérie, le feu est le facteur le plus redoutable de la dégradation de la forêt [2,3]. Entre 1985 et 2010, les incendies ont détruit 910 640 hectares avec une moyenne annuelle de 35 025 hectares de surface brûlée [4]. Le chêne-liège présente la deuxième essence la plus, touchée par le feu après le pin d'Alep. En effet, Les incendies de forêt récurrents ont brûlé en moyenne 7 000 ha chaque année sur la période 1985-2017 [5]. Le régime de feu joue un rôle essentiel dans la diversité, la dynamique et la stabilité des écosystèmes méditerranéens [6]. Dans la région méditerranéenne, plusieurs études ont montré une augmentation de la fréquence des incendies [7, 8, 9]. Certaines zones et certaines formations tendent à être plus fréquemment brûlées [10,11, 12]. Il est alors nécessaire de comprendre comment réagissent les principales formations végétales méditerranéennes face au feu. Les études effectuées sur ce sujet montrent que la réponse des formations buissonnantes et forestières est différente puisqu'en général, une baisse de la résilience est observée [13, 14, 15, 16, 17, 18, 19]. Certaines espèces semblent peu affectées par la récurrence d'incendies (ex : le chêne-liège [16]). En fait, le risque réside dans l'impossibilité pour certaines espèces, en cas de feux trop rapprochés dans le temps, d'atteindre leur développement. Globalement, il semble que les espèces régénérant par rejet résistent mieux aux feux répétés que les espèces semencières [20]. On voit ici toute l'importance du paramètre "intervalle entre deux feux" [18] qui affecte fortement la végétation méditerranéenne [12, 21]. Ce paramètre est l'un des plus influents quant à la réponse des communautés aux incendies [22]. Le chêne-liège a une particularité intéressante quant à sa régénération post-incendie. Il peut en effet régénérer à la fois à partir d'organes souterrains et à partir de ses branches protégées du feu par l'écorce, le liège [23, 24,25]. Les individus se reconstituent tous par rejets, plus ou moins rapidement selon l'épaisseur de l'écorce et le diamètre du tronc, [25, 26, 27]. Cela en fait une espèce particulièrement résiliente au feu même en cas de feux récurrents [28].

Si les subéraies semblent bien résister au feu, l'occurrence de feux rapprochés peut cependant parfois leur être nuisible, si le liège n'a pas eu le temps de bien se reformer et si les arbres n'ont pas eu le temps de bien récupérer [29]. Après l'incendie, les forêts de chêne-liège se caractérisent par un retour à un état proche de l'état initial remarquablement rapide. Ce retour est estimé à partir de la structure de la végétation. Nous estimons ce temps de retour entre 6 et 18 ans selon le degré de maturité de la formation. En outre, la régénération de la canopée des subéraies commence avant celle de la strate buissonnante, soit 3 à 6 mois après l'incendie [30].

Les subéraies du massif forestier de la région de Jijel à l'instar du reste des subéraies algériennes, sont confrontées aux problèmes des incendies récurrents d'intensité variable, d'autant plus qu'ils sont trop rapprochés dans le temps. Les subéraies semblent être très touchées et sensibles au feu ; toutefois l'intervalle de temps séparant deux incendies successifs a diminué est devenu trop court. On estime que la moyenne entre deux incendies successifs est de l'ordre de 3 ans (1978-2014) [31]. Les années 2007 et 2012 étaient particulièrement catastrophiques pour les subéraies de cette région où les incendies ont affecté près de 2094 ha et 2517 ha respectivement de peuplements de chêne-liège. En conséquence et en absence des travaux de récupération forestière, l'aspect général des peuplements est formé de futaies claires avec un maquis, plus ou moins continu et très inflammable, ce qui offre toutes les conditions favorables à la propagation du feu. L'objectif principal de cette étude est d'étudier l'Influence du régime d'incendie sur la morphologie et la récupération sanitaire du chêne-liège dans les subéraies du massif forestier de Texenna.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. Zone d'étude

La zone d'étude est située au sud-est de la wilaya de Jijel (36 ° 39' 38" Nord, 5 ° 47' 28" Est). Elle fait partie du massif forestier sublittoral de la région de Texenna. Le relief est très accidenté avec des pentes généralement abruptes (jusqu'à 40%). L'altitude varie entre 400 et 1034m. Les sols sont principalement cristallins [32] et le climat est méditerranéen humide avec des hivers doux, une pluviométrie annuelle moyenne de 1224 mm (1992-2017) et une température annuelle moyenne de 14,20°C [33].

Sur le plan forestier, ce massif est dominé par des peuplements purs de chêne-liège d'âges très variés [32]. Au fil du temps, ces peuplements ont été façonnés par des incendies dont certains ont été catastrophiques. En effet, durant l'été 2012, le feu a brûlé près de 62ha de chêne-liège [34], d'âges différents [35]. En conséquence, et en l'absence de travaux de récupération forestière, l'aspect général des peuplements s'est transformé en vieux peuplements ouverts avec un maquis dense dominé par *Erica arborea*.

2. Echantillonnage

Le travail de terrain a été mené dans des subéraies affectées à des dates et fréquences des différents incendies (Tableau 1). La structure du peuplement a été étudiée trois ans après le dernier incendie de 2014. 17 parcelles ont été mises en place à l'automne 2015 (Figure 1).

Elles ont été sélectionnées dans des conditions non homogènes de topographie, orientation et nature du sol. chacune étant composée généralement de 4 placettes rarement 2 (total : 64 placettes) de forme circulaire de 4 ares contiguës le long d'un transect espacé de 50 m d'environ. Chaque placette est délimitée par la mire de Pardé et le dendromètre de Blûme-Leiss [36]. 7 arbres partiellement ou complètement brûlés ont été sélectionnés par la méthode de proche en proche à partir de l'arbre central [37]. Chaque arbre (total de 938 arbres) a été mesuré individuellement (hauteur totale, diamètre à hauteur de poitrine). Le nombre de tiges a été compté sur chaque parcelle. Enfin nous avons calculé la densité, la surface terrière à l'hectare et l'indice de santé.

Tableau 1 : Distribution des paramètres des feux dans les parcelles d'étude

Subéraie	Parcelle d'étude	Nombre de feux	Dates des incendies	Périodicité	Dates du dernier Feu
Ouled Khiroun	Sk	4	1991– 2008 –2011– 2014	3	28/10/2014
Ark Darma 2	SA2	3	1994 –2009– 2014	5	13/08/2014
Sendouh	SS	3	1994 –2010 –2014	4	31/07/2014
Béni Foughal	SB	5	2004 –2006 –2007 –2008 – 2014	6	12/09/2014
Tassouda 1	ST 1	2	2010– 2014	4	03/08/2014
Chouf	SCH	2	2009– 2014	5	17/08/2014
Djerda	SD	2	2010– 2014	4	30/11/2014
Djouanebe	SDJ	3	1994 – 2007 – 2014	7	09/09/2014
Boudouda	SBO	4	2000– 2009 –2010–2014	4	26/10/2014
Harma 1	SH1	2	2011 –2014	3	14/09/2014
Harma 2	SH2	2	2011 –2014	3	17/09/2014
Ark Darma 1	SA1	3	1994 –2011– 2014	3	09/08/2014
Tassouda 2	ST 2	2	2011 –2014	3	22/08/2014
Tabellout 1	STB 1	2	2010 – 2014	4	07/09/2014
Tabellout 2	STB2	2	2010 – 2014	4	07/09/2014
R'kibet- Lamaiz	SR	2	2011 –2014	3	12/10/2014
Indjar	SI	3	1983– 2011 –2014	3	24/11/2014

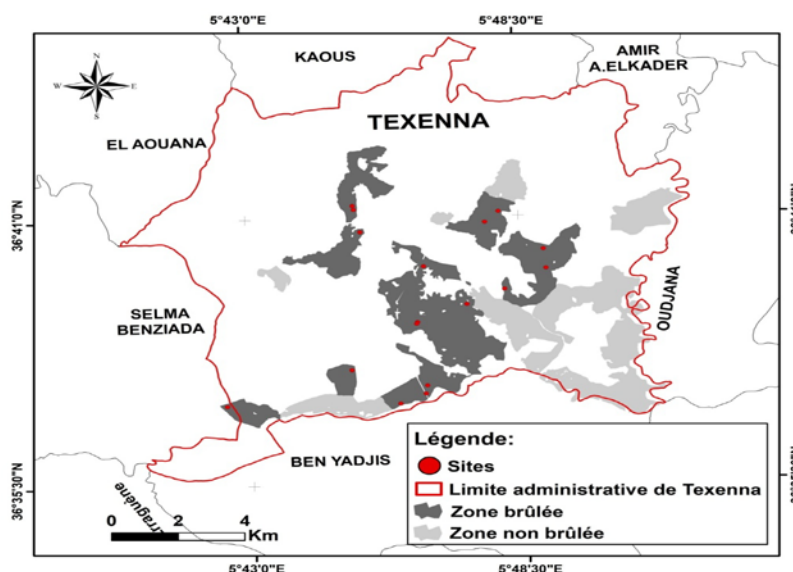


Figure 1 : Localisation géographique des parcelles d'étude dans le massif forestier de Texenna (Jijel), montrant les zones brûlées par le feu

L'évaluation du rétablissement de la santé des peuplements est calculée par un indice de santé (IS), basé sur la reprise végétative (RV) : $IS = \sum_{n=0}^5 n_i * p_i / N$. Où n_i : nombre d'arbres dans chaque classe de RV ; p_i : poids de la classe de RV 'i' (0 si $i=0$ (classe d'arbres morts), 1 si $i=1$ (arbre très faiblement récupéré), 2 si $i=2$ (arbre faiblement récupéré), etc. N : nombre total d'arbres observés dans la placette.

Les principales catégories de santé du peuplement de chêne-liège prises en compte selon l'indice de santé sont les suivantes :

- 1 : $IS < 1,6$: Peuplement très fortement affaibli
- 2 : $1,7 < IS < 2,0$: Peuplement affaibli
- 3 : $2,1 < IS < 2,5$: Peuplement moyennement sain
- 4 : $IS > 2,6$: Peuplement sain

La proportion de feuillage récupérée a été évaluée visuellement par rapport à une couronne d'arbre de référence supposée saine avant l'incendie selon l'architecture de l'arbre [38]. Le protocole d'observation consistait à couper la couronne en quatre zones égales. Après avoir estimé le taux de régénération de chaque zone (%), on calcule le taux moyen de la couronne récupérée. En fonction du taux de régénération (RV), les relevés sanitaires sont classés en classes de récupération foliaire, chacune d'entre elles reflète une situation sanitaire particulière : 0 : feuillage complètement desséché : il s'agit d'une mortalité différée, 1 (<10% : arbre fortement dépéri), 2 (15-25% : arbre dépéri), 3 (30-50% : arbre affaibli), 4 (60-75% : arbre assez vigoureux) et 5 (>75% : arbre vigoureux) [39] (figure 2).

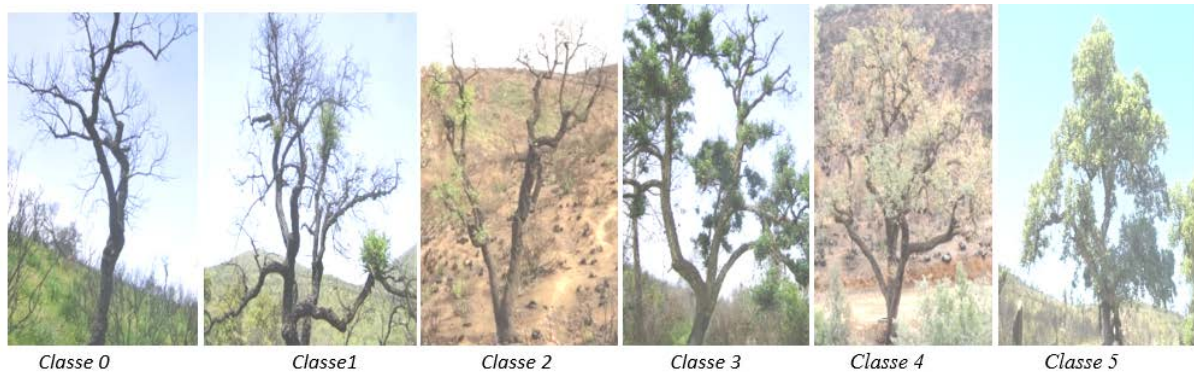


Figure 2 : Appréciation visuelle de l'état d'houpier après le feu

3. Analyse statistique

Les données collectées sont appuyées par une analyse descriptive, pour l'étude de la variation des variables structurales par le test de comparaison de moyennes multiples (tests non paramétriques de Kruskal-Wallis, et des groupes homogènes par le test de Student-Newman-Keuls), pour caractériser les variations entre les différents domaines d'études, le calcul de corrélation entre les variables introduites et les composantes du régime du feu, l'analyse de la variance, et ce pour appréhender au mieux l'impact des incendies sur la morphologie du chêne liège. L'ensemble de ces analyses statistiques ont été réalisées à l'aide des logiciels XLSTAT 2015.

RÉSULTATS

1. Comparaison des parcelles

Des variations importantes entre les parcelles ont été marquées : IS ($p < 0,0001$), DBH ($p < 0,0001$) G ($p = 0,0014$), H ($p < 0,0001$) et N ($p = 0,0003$) (tableau 2).

La hauteur présente une variation très significative entre les parcelles ($K=191,38$, $ddl = 16$, $p < 0,0001$). Le tableau 2 fait ressortir 5 groupes homogènes dont le groupe (d) est dominant représenté par la parcelle SDJ ($H=10,79m$).

Le diamètre présente une variation très significative entre les parcelles ($K=243$, $ddl = 16$, $p < 0,0001$). Le tableau 2 fait ressortir 6 groupes homogènes dont le groupe (d) est dominant représenté par la parcelle SB ($SDJ=38,94cm$).

La surface terrière présente une variation significative entre les parcelles ($K=38,25$, $ddl = 16$, $p=0,0014$). Le tableau 2 fait ressortir 6 groupes homogènes dont le groupe (d) est dominant représenté par la parcelle STB1 ($G=53,55m^2/ha$).

L'indice de santé présente une variation très significative entre les parcelles ($K=47,50$, $ddl = 16$, $p < 0,0001$). Le tableau 2 fait ressortir 5 groupes homogènes dont le groupe (c) est dominant représenté par la parcelle SB ($IS=4,84$).

Le nombre de tiges présente une variation significative entre les parcelles ($K=42,49$, $ddl=16$, $p=0,0003$). Le tableau 2 fait ressortir

5 groupes homogènes dont le groupe (c) est dominant représenté par la parcelle STB1 ($N=27$).

Tableau 2 : Variation des variables structurelles et sanitaires

Parcelle	NT	N/ha	P (%)	Ex	F	DDFD	H moy (m)	DBH moy (cm)	N moy	IS	G (m ² /ha)
SK	39	216	20	Ouest-Est	4	3	7,2ab	25,78abc	10ab	2,69abc	12,96ab
SA2	38	210	21	Ouest-Est	3	5	9,58bc	37,13cd	9 ab	4,15abc	27,3abc
SS	18	100	22	Nord-Sud	3	4	8,6bc	32,41bcd	9 ab	4,61bc	19,25abc
SB	50	276	16	Ouest-Est	5	6	10,29 bc	38,94d	12 abc	4,84c	79,39c
ST1	64	354	10	Est-Ouest	2	4	7,84 bc	26,68abc	16 abc	1,87a	24,78abc
SCH	55	304	25	Nord-Sud	2	5	9,31bc	34,9cd	14 abc	4,54abc	35,13cd
SD	85	470	26	Sud-sud	2	4	7,81bc	25,36abc	21 bc	3,98abc	33,84cd
SDJ	39	216	30	Est-Ouest	3	7	10,79d	39cd	10 ab	3,70abc	26,5abc
SBO	86	475	21	Nord-Sud	4	4	6,84ab	28,40bc	21 bc	2,57abc	33,3cd
SH1	22	122	14	Sud-Nord	2	3	7,86 bc	30,45bcd	11 abc	2,56abc	20,13abc
SH2	47	260	32	Sud-Nord	2	3	6,07ab	21,69ab	12 abc	4,66bc	13,07ab
SA1	32	177	32	Ouest-Est	3	3	8,30bc	29,49bc	8a	1,97abc	12,4ab
ST2	56	310	11	Nord-est	2	3	6,31ab	22,84ab	14 abc	2,01abc	15,5ab
STB1	107	592	10	Est-Ouest	2	4	10,76d	32,36bcd	27 c	3,51abc	53,55bc
STB2	102	564	8	Est-Ouest	2	4	8,76bcd	27,27bc	25 bc	3,35abc	40,82bc
SR	50	276	10	Est-Ouest	2	3	8,03bc	31,5bcd	12 abc	3,07abc	39,17cd
SI	48	265	29	Sud-Nord	3	3	4,60a	11,84a	12 abc	2,04ab	8,14 a
<i>Test de Kruskal- Wallis</i>					<i>P (value)</i>		< 0,0001	< 0,0001	0,0003	< 0,0001	0,0014

Variations significatives des variables structurelles du chêne-liège en relation avec la récurrence des incendies. Les tests de Kruskal-Wallis donnent les valeurs de p et le test de Student-Newman-Keuls donne les groupes homogènes (lettres a, b, c, d, e). *F* : fréquence du feu, *DDFD* : durée entre deux derniers feux, *Ex* : exposition, *P* : pente, *NT* : nombre de tiges observées dans toutes les parcelles, *N/ha* : nombre de tige par hectare, *N* : nombre de tige moyen, *H* : la hauteur, *DBH* : diamètre a 1m.30, *IS* : indice de santé et *G* : surface terrière

2. Hauteur des arbres

La moyenne globale affichée dans le tableau 3 indique que le chêne-liège a une hauteur moyenne globale de 8,15 ($\pm 2,86$ m) dans les subéraies du massif forestier de Texenna de Jijel. Néanmoins, le coefficient de variation est plus élevé dans certaines parcelles. Cela signifie que les arbres ont des hauteurs plus variées au sein de la parcelle par rapport à d'autres parcelles d'arbres qui ont des hauteurs plutôt

similaires. Cette variabilité structurale, du chêne-liège paraît en relation avec le temps écoulé entre les deux derniers feux. Ainsi, la structure paraît plus homogène dans la parcelle SDJ (CV : 17,97%) avec une croissance maximale moyenne de 10,79 ($\pm 1,94$ m) dont la période entre les derniers incendies est assez large (7 ans) (tableau 3).

Tableau 3 : Analyse descriptive des parcelles d'inventaire pour la hauteur (m)

Parcelle	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Coefficient de variation (CV%)
SK	3,2	11,8	7,2237	2,3322	32,29
SA2	4,2	19,4	9,5842	3,2814	34,24
SS	4,6	13,7	8,6	2,0809	24,2
SB	4	19,5	10,29	2,6709	25,95
ST1	1,6	15,5	7,84	3,0732	39,16
SCH	3,2	22,5	9,31	3,7596	40,35
SD	1,7	19,4	7,81	3,719	47,62
SDJ	7,1	16	10,79	1,9414	17,97
SBO	2,1	11,5	6,84	2,0787	30,38
SH1	3,2	12,5	7,86	2,408	30,62
SH2	3,2	11,3	6,079	1,84	30,34
SA1	4,2	12,5	8,3031	1,91	23,07
ST2	1,7	12,8	6,31	2,5131	39,82

STB1	2,5	16	10,76	2,9282	27,2
STB2	2,5	19,6	8,76	2,8104	32,07
SR	1,1	17,4	8,036	5,4969	68,4
SI	1,1	19,4	4,60	3,8822	84,38
M.G.	3,0118	15,9176	8,15	2,8668	36,98

M.G. : Moyenne générale

3. Diamètre des arbres

La moyenne globale affichée dans le tableau 4 indique que le chêne-liège a un diamètre moyen global de 33,91 ($\pm 14,44$ m) dans les subéraies du massif forestier de Texenna de Jijel. Néanmoins, le coefficient de variation est plus élevé dans certaines parcelles. Cela signifie que les arbres ont des diamètres plus variés par rapport à d'autres parcelles d'arbres qui ont des diamètres plutôt similaires. Cette variabilité structurale, du chêne-liège paraît en relation

avec le temps écoulé entre les deux derniers feux. Ainsi, la structure est plus homogène dans la parcelle SB (CV : 15,12 %) avec une croissance maximale moyenne de 37,70 ($\pm 18,06$ m) dont la période entre les deux derniers incendies est large (6 ans) suivie la parcelle SDJ (CV : 27,15 %) avec une croissance maximale moyenne de 38,94 ($\pm 10,57$ m) dont la période entre les deux derniers incendies est la plus large (7 ans) (Tableau 4).

Tableau 4 : Analyse descriptive des parcelles d'inventaire pour le diamètre (cm)

Parcelle	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Coefficient de variation (%)
SK	9,5	54	25,7895	11,5608	44,82
SA2	12	92	37,1316	18,4522	49,69
SS	12,5	54	32,4167	10,9839	33,88
SB	39,5	145	37,70	18,0607	15,12
ST1	7	62,5	26,6875	14,91	55,86
SCH	13	79	34,9	13,3558	38,26
SD	3	92,5	25,362	16,2993	64,26
SDJ	22,5	60,5	38,94	10,5768	27,15
BO	2	65	28,4006	12,0345	42,37
SH1	9	79	30,4545	18,8245	61,811
SH2	7	68	21,6915	10,465	48,244
SA1	11	61,5	29,4981	11,7486	39,828
ST2	3,75	58,09	22,8454	13,2458	57,9804
STB1	5	89	32,3622	13,0777	40,41
STB2	4	55	27,2794	10,5741	38,762
SR	2,5	93,5	31,524	27,6786	87,801
SI	2,4	52	11,8463	13,6547	115,265
M.G.	9,74	74,1524	33,91	14,4414	50,68

M.G. : Moyenne générale

4. Relation entre les composantes du régime du feu et les paramètres de croissance du chêne-liège

Les résultats de la matrice des corrélations montrent que la croissance et l'état sanitaire des arbres est sensible à la périodicité du feu. En effet, on trouve respectivement la hauteur totale significativement positivement corrélée avec la périodicité ($p = 0,001$) ($r = 0,72$) ; l'indice de santé est significativement positivement corrélé avec la périodicité ($p = 0,005$) ($r = 0,64$). Le diamètre est significativement positivement corrélé avec la périodicité ($p = 0,0009$) ($r = 0,72$). La surface terrière est très faiblement corrélée avec la périodicité du feu. Ces variables

sont affectées par la récurrence du feu. Il en résulte que l'évolution de la subéraie dans la zone d'étude est corrélée à la périodicité qui affecte davantage le chêne-liège. La hauteur de l'arbre est corrélée positivement avec le diamètre ($r=0,91$), est caractérisée par une corrélation positive avec l'indice de santé ($r=0,56$). Tandis que la paire périodicité du feu nombre de tige est caractérisée par une valeur proche de zéro qui reflète l'absence d'une corrélation linéaire ($r=-0,018$) (Tableau 5).

Tableau 5 : Corrélation entre les variables structurelles, sanitaires et les composantes du feu par le test de Corrélation

	NT moy	IS	DHP moy (cm)	H moy (m)	G (m ² /ha)
IS moy	-0,0749	1			
DBH moy	-0,1197	0,5911	1		
H moy	0,1358	0,569	0,9106	1	
G	0,2801	-0,1903	-0,1735	-,0557	1
DDFD	-0,0185	0,64	0,72	0,72	0,1079

Variations importantes des variables structurelles en fonction des composantes de la récurrence du feu (Nombre de feux, Temps entre les deux derniers feux). Essais des tests de Corrélation donnent la matrice de corrélation (Pearson) et les valeurs de p. ns : non significatif, N : nombre de tige moyen, H : la hauteur, DBH : diamètre à 1m.30, IS : indice de santé et G : surface terrière.

La matrice de graphiques au-dessous (Fig. 3), affiche un nuage de points pour toutes les paires possibles de variables retenues. Nous pouvons suggérer que la périodicité (DDFD) a une relation linéaire avec les quatre paramètres de croissance (DHP, H, G, IS). Tandis qu'on remarque l'absence de l'influence de la périodicité sur l'évolution du nombre de tiges.

Concernant la hauteur des arbres, nous observons une tendance à l'augmentation de la taille en fonction de l'augmentation de la périodicité de feux. Pour le diamètre, l'indice de santé et la surface terrière, nous observons une tendance comparable. Il est donc très clair qu'une périodicité décroissante diminue la croissance du chêne-liège.

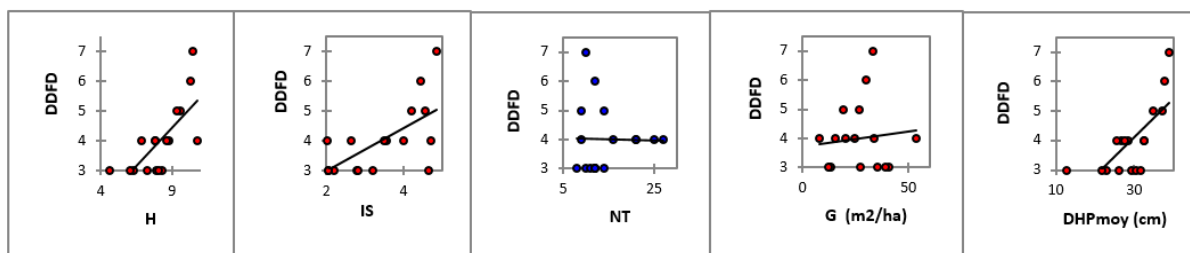


Figure 3 : Matrice de Corrélation entre les variables structurelles, sanitaires et la périodicité et les paramètres de croissance du chêne liège

5. Régime des feux dans les parcelles d'étude

Le tableau 6 montre cinq classes de récurrence de feux. La durée entre les deux derniers feux varie entre 3 et 7 ans. La durée de 3 ans entre les deux derniers feux, correspond aux feux de 2011 et 2014. Celle de 4 ans, aux feux de 2010 et 2014 et celle de 5 ans pour les feux de 2009 et

2014. Les durées les plus longues de 6 ans entre 2 feux successifs sont enregistrées pour les feux de 2008 et 2014 et celle de 7 ans pour les feux de 2007 et 2014. Dans une période de 10 ans, les parcelles ont été ravagées par 5 feux ce qui est très important (Tableau 5).

Tableau 6 : Modalités du régime des feux dans les parcelles d'étude

Modalités	Durée entre les deux derniers feux		Fréquences du feu	
1	3ans	2011–2014	2	2011 –2014
			3	1983– 2011 –2014
				1994 –2011– 2014
			4	1991– 2008 –2011– 2014
2	4 ans	2010 –2014	2	2010–2014
			3	1994 –2010 –2014
			4	2000– 2009 –2010–2014
3	5 ans	2009– 2014	2	2009– 2014
			3	1994 –2009– 2014
4	6 ans	2008–2014	5	2004–2006–2007–2008–2014
5	7 ans	2007–2014	3	1994–2007–2014

Les facteurs de croissance ainsi que l'indicateur de santé de l'arbre sont moins importants lorsqu'ils subissent des incendies restreints dans le temps et ils augmentent si la durée entre les

deux derniers feux est plus prolongée. La hauteur, le diamètre, la surface terrière et l'état de santé sont les variables les plus touchées par les modalités (Tableau 7).

Tableau 7 : Variation des variables structurelles et sanitaires par rapport aux modalités du régime des feux

Modalités	Périodicité	DHP (cm)	HT(m)	IS	G (m2/ha)	NT
1	3	24,93	6,91	2,82	5,72	11,28
2	4	28,83	8,43	3,41	10,097	19,83
3	5	36,015	9,45	4,38	8,087	11,5
4	6	37,7	10,29	4,45	30	12
5	7	38,94	10,44	4,86	33,3	10

(F : fréquence du feu, NT : nombre de tige moyen, H : la hauteur totale, DHP : diamètre à 1m.30, IS : indice de santé et G : surface terrière)

Le tableau 8 montre une relation très forte entre les modalités du feu et les variables structurelles du chêne-liège. En effet, on trouve respectivement la hauteur totale et l'indice

sanitaire corrélés positivement ($r = 0,96$) ; le diamètre ($r = 0,96$) et la surface terrière ($r = 0,96$).

Tableau 8 : Corrélation entre les variables structurelles, sanitaires et les modalités du régime des feux

	NT	IS	DHP (cm)	HT (m)	G (m2/ha)
IS moy	-0,42	1			
DHP (cm)	-0,43	0,99	1		
HT (m)	-0,28	0,97	0,98	1	
G (m2/ha)	-0,36	0,76	0,78	0,82	1
Modalités	-0,4184	0,96	0,95	0,96	0,90

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. En effet, les résultats montrent qu'il y a une différence significative pour chaque variable : (F= 38,83, 1ddl, $p=0,0083$) pour la hauteur ; (F= 32,69, 1ddl, $p=0,0106$) pour le diamètre ; (F= 37,77, 1ddl, $p=0,0087$) pour l'indice de santé et (F= 13,56, 1ddl, $p=0,034$) pour la surface

terrière. Ces résultats de la variance montrent qu'il y a bien un lien entre ces variables et les modalités de la périodicité. Tandis que pour le nombre de tiges (F= 0,48, 1ddl, $p=0,48$), on remarque qu'il n'y a pas de différence significative et par conséquent, Il n'ya pas de lien entre le nombre de tige et les modalités de la périodicité.

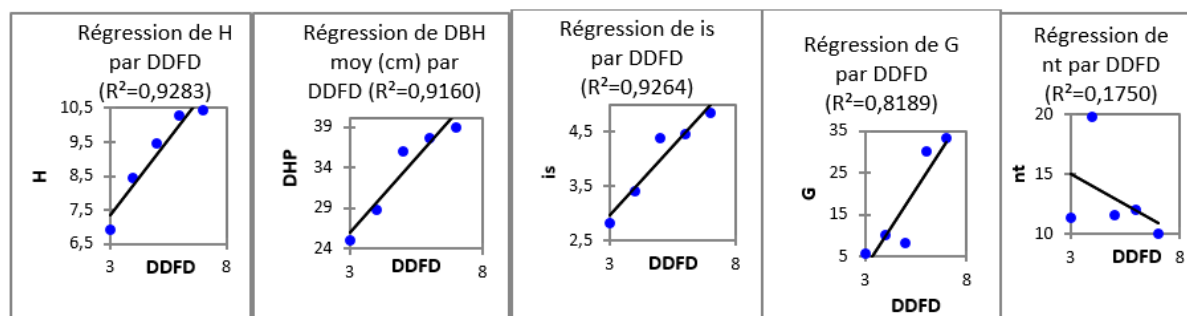


Figure 4 : Régression des variables structurelles, sanitaires par les modalités du régime des feux (périodicité).

La droite de régression montre une relation linéaire très forte entre la variable structurelle, sanitaire et la périodicité. En effet, le coefficient de détermination (R^2) montre que la hauteur s'explique à 92% par les modalités du feu ce qui

est très utile ; le diamètre s'explique à 91% ; l'indice de santé à 92% ; la surface terrière à 81% alors que le nombre de tiges s'explique à 17% par les modalités du feu ce qui n'est pas utile.

Concernant la hauteur des arbres, nous observons une tendance à l'augmentation de la taille en fonction de l'augmentation de la périodicité de feux. Pour le diamètre, l'indice de santé et la surface terrière, nous observons une tendance comparable. Il est donc très clair qu'une modalité d'incendie décroissante diminue la morphologie du chêne-liège.

DISCUSSION

La morphologie est souvent interprétée comme un indicateur de la santé et du bon développement de l'arbre, et de sa capacité de survie en cas de stress ou de perturbations. Le feu semble avoir un effet sur les variables morphologiques. En effet, le feu brûle les branches, diminuant ainsi la taille de l'arbre et de son houppier. De plus, le feu touche plus ou moins grièvement les tissus et ralentit le développement des arbres pendant un certain temps, se ressentant sur la croissance de l'arbre ; ce qui empêche le chêne-liège ayant survécu de développer une morphologie comparable aux arbres ayant subi moins de perturbations [40]. En outre, le feu agit plus durement sur la morphologie et la croissance des petits arbres. Ces derniers ont plus de risque d'être touchés totalement par les flammes que le chêne-liège de grande taille dont la partie supérieure a une plus forte probabilité de ne pas être brûlée [40]. Les variables structurelles des arbres brûlés dont la périodicité est large sont plus importantes. Cette constatation serait logique vu que la résistance du chêne-liège au feu est directement liée à la capacité isolante du liège qui confère aux arbres leur résistance aux feux [41, 42]. En effet, la périodicité courte des incendies peut diminuer le développement des arbres et toucher des tissus de manière irréversible. Le chêne opterait alors pour une stratégie de régénération [40]. On peut en effet penser qu'en raison du temps nécessaire à la résilience de la structure de la végétation, deux feux rapprochés auront un effet plus important que deux feux respectant le temps de résilience [43]. Le nombre d'années post-incendie peut être considéré comme un indicateur de la résilience. Par conséquent, les chênes lièges survivants aux incendies arrivent à se remettre de leur dommage avec le temps. Selon Uhl & Kauffman [42], plus un chêne-liège a ses tissus conducteurs protégés par du liège, plus il peut régénérer sa couronne après l'incendie. Petites des différences dans l'épaisseur de l'écorce ont été signalées comme produisant de grandes

différences dans la résistance au feu et résilience [44]. Cependant, le passage du feu endommage le liège et peut affecter le cambium et la mère, qui s'affaiblissent pour leur rôle dans la synthèse du liège, de l'eau et des sucres [45]. Le chêne-liège les moins touchés sont capables de se régénérer dans le houppier, mais lorsque les tissus du cambium sont trop endommagés, les transferts de sève ne peuvent plus se faire entre les racines et le feuillage, et l'arbre dépérit plus ou moins rapidement. Le bon développement de cette régénération est soumis dans un premier temps à la quantité de réserves présente dans la souche, puis à la productivité de la station et aux régimes d'incendies. Un feu touchant le chêne-liège dans sa phase de régénération, entraîne la mortalité des rejets jusqu'à ce qu'ils atteignent une morphologie suffisante leur permettant de résister [40]. Par conséquent, la capacité de chêne-liège à régénérer la cime se fragilise et diminue lorsque la répétition des feux s'intensifie. Le retour des feux après un temps très court perturbe la croissance et la régénération des arbres.

CONCLUSION

Le paramètre d'intervalles entre deux feux est donc un paramètre très important à prendre en considération dans l'étude de la réponse post-incendie. Si le régime des feux peut influencer la végétation et sa régénération, l'inverse est également vrai. Par exemple, une augmentation de combustible dans une formation végétale peut entraîner une augmentation de la fréquence d'incendies.

Si l'on veut réellement protéger une formation, il est également nécessaire de penser à agir avant l'incendie [46, 47,48] en diminuant le risque de combustibilité de la formation. La résilience du chêne-liège après perturbation est soumise à l'effet de l'intervalle moyen entre deux feux successifs, accentuant l'effet des facteurs environnementaux (surtout d'ordre climatique) sur la végétation lorsque le temps de retour diminue. Malgré la résistance de la subéraie, sa capacité de régénération et sa faible mortalité face aux incendies du fait de l'isolation thermique du cambium permise par les propriétés du liège, l'occurrence de feux courts peut parfois leur être préjudiciable, si le liège n'a pas eu le temps de se reformer suffisamment et si les arbres n'ont pas eu le temps de récupérer correctement.

L'effort de conservation doit être porté sur des peuplements forestiers denses afin de limiter leur ouverture par répétitions d'incendies qui favorisent le développement de maquis. D'après les simulations, l'intensité et la fréquence du régime d'incendies devraient augmenter. Le régime de feu devrait s'intensifier, accentuant ainsi les phénomènes que nous observons déjà en ce moment. La régression de la superficie des subéraies va s'accélérer. La conservation de la suberaie et une nouvelle gestion des incendies doit être pensées dès maintenant.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1]. **Millennium Ecosystem Assessment. (2005).** Ecosystems and human well-being : synthesis [en ligne]. Island Press, Washington. Disponible à <http://www.unep.org/maweb/documents/document.356.aspx.pdf>
- [2]. **Missouni, A., Mederbal, K., et Benabdelli, K. (2002).** Apport des systèmes d'information géographiques dans la prévention et la lutte contre les incendies de forêts : Exemple de la forêt de Kounteidat, Algérie. *Forêt méditerranéenne*. 23(1) : 11-22.
- [3]. **Madoui, A. (2002).** Les incendies de forêt en Algérie. Historique, bilan et analyse. *Forêt méditerranéenne*. 23(1) : 23-30.
- [4]. **Meddour-Sahar O et Derridj A. (2012).** Bilan des feux de forêts en Algérie : analyse spatiotemporelle et cartographie du risque (période 1985-2010). *Sécheresse*. 23(2) : 133-141.
- [5]. **Anonyme, (2018).** Direction Générale des Forêts. Bilan final des incendies de forêts, Alger.
- [6]. **Trabaud L et Prodon R. (2002).** Fire and biological processes. *Backhuys Publishers*, Leiden (The Netherlands), 346 p.
- [7]. **Moreno J.M., Va' zquez A., Ve' lez R. (1998).** Recent history of fires in Spain. In : Moreno, J.M. (Ed.), Large Forest Fires. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 159-185.
- [8]. **Piñol J., Terradas J., Lloret, F., 1(998).** Climatic warming hazard, and wildfire occurrence incoastal eastern Spain. *Clim Change* 38 : 345-357.
- [9]. **Pausas J.G. (2004).** Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change*, 63, 337-350.
- [10]. **Le Houérou H. N. (1981).** Impact of man and his animals on Mediterranean vegetation. In Mediterranean-type shrublands, Di Castri, F., Goodall, D. W. and Specht, R. L. eds, pp. 479-521. Elsevier, New York.
- [11]. **Vazquez A., Moreno J. M. (2001).** Spatial distribution of forest fires in Sierra de Gredos (Central Spain). *Forest Ecology and Management* 147 : 55-65.
- [12]. **Mouillot F., Ratte J.P., Joffre R., Moreno J. M., Rambal S. (2003).** Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a mediterranean landscape (Corsica, France). *Landscape Ecology* 18 : 665-674.
- [13]. **Zedler, P. H., Gautier, C. R. and S., M. G. (1983).** Vegetation change in response to extreme events : the effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64 : 809- 818.
- [14]. **Casal M. (1987).** Post-fire dynamics of shrubland dominated by Papilionaceae plants. *Ecologia Mediterranea XIII*, 87-98.
- [15]. **Trabaud L et Galtié J-F. (1996).** Effects of fire frequency on plant communities and landscape pattern in the massif des Aspres (southern France). *Landscape Ecology* 11 : 215-224.
- [16]. **Vallejo R and Alloza J. A. (1998).** The restoration of burned lands : the case of eastern Spain. In *Large forests fires*, Moreno, J. M. ed, pp. 91-108. Backhuys Publishers, Leiden.
- [17]. **Pausas J.G. (1999).** Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems : a simulation approach. *Journal of Vegetation Science* 10 : 717-722.
- [18]. **Diaz-Delgado R., Lloret F., Pons X., Terradas J. (2002).** Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfire. *Ecology* 83 : 2293-2303.
- [19]. **Eugenio M., Verkaik L., Lloret F et Espelta J.M. (2006).** Recruitment and growth decline in *Pinus halepensis* populations after recurrent wildfire in Catalonia (NE Iberian Peninsula). *For. Ecol. Manag.* 231(1-3) : 47-54.
- [20]. **Trabaud, L. and Lepart, J. (1981).** Changes in the floristic composition of a *Quercus coccifera* L. Garrigue in relation to different fire regimes. *Vegetation* 46 : 105-116.
- [21]. **Trabaud L. (1991).** Fire regimes and phytomass growth dynamics in a *Quercus coccifera* garrigue. *Journal of Vegetation Science* 2 :307-314.
- [22]. **Hétier J.-P. (1993).** *Forêt méditerranéenne : vivre avec le feu ? Eléments pour une gestion patrimoniale des écosystèmes forestiers littoraux.* Les cahiers du conservatoire du littoral N°2.
- [23]. **Prodon R., Fons R and Peter A. M. (1984).** L'impact du feu sur la végétation, les oiseaux et les micromammifères dans diverses formations des Pyrénées-Orientales : premiers résultats. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* 39 :129-158.
- [24]. **Cruz C. S and Monteiro A. A. A. (1987).** Ecological fire influences on *Quercus suber* forest ecosystems. *Ecologia Mediterranea* 13 : 69-78.
- [25]. **Pausas, J. G. (1997)** Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. *Journal of Vegetation Science* 8 : 703-706.
- [26]. **Amandier L. (2004).** Le comportement du Chêne-liège après l'incendie : conséquences sur la régénération naturelle des subéraies
- [27]. **Ubeda, X., Outeiro, L. R. and Sala, M. (2006).** Vegetation regrowth after a differential intensity forest fire in a mediterranean environment, northeast Spain. *Land Degradation and Development* 17 : 429-440.
- [28]. **Barbero, M., Bonin, G., Loisel, R., Miglioretti, F. and Quézel, P. (1987).** Impact of forest fires on Structure and architecture of Mediterranean ecosystems. *Ecologia Mediterranea* 13 : 39-50.

- [29]. **Jacquet (2006)**. Biodiversité et perturbations : Dynamique de l'avifaune après incendie et ses relations avec la dynamique végétale. pp. 275. Université Montpellier II, Montpellier.
- [30]. **Athias-Binche F., Briard J., Fons R and Sommer F. (1987)**. Study of ecological influence of fire on fauna in Mediterranean ecosystems (soil and above-ground layer). Patterns of post-fire recovery. *Ecologia Mediterranea* 13 : 135-154.
- [31]. **Tekkouk, F., (2022)**. Impact des incendies de forêt sur la subéraie dans la région de Jijel. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomiques, option Foresterie, Université de Tlemcene, Algérie 289 p.
- [32]. **Boudy, P. (1955)**. Économie forestière nord-africaine. *Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie* tome IV. Paris, France : Larose (Edit.).
- [33]. **Anonyme. (2018)**. Office Nationale de Météorologie Algérienne. Statistiques climatiques de la période 1992-2017, Jijel.
- [34]. **Anonyme. (2014)**. Conservation des Forêts de la wilaya de Jijel. Bilan des incendies de forêts dans la wilaya de Jijel.
- [35]. **Roula S.E., Bouhraoua R.T et Catry F.X. (2020)**. Factors affecting post-fire regeneration after coppicing of cork oak (*Quercus suber*) trees in northern Algeria. *Can. J. For. Res.*, 50 : 371–379.
- [36]. **Rondeux, J. (1999)**. La mesure des arbres et des peuplements forestiers. Gembloux, Belgique. *Les Presses agronomiques de Gembloux* (Edit.).
- [37]. **Mueller-Dombois D et Ellenberg H. (1974)**. Objectifs et méthodes de l'écologie de la végétation. John Wiley and Sons, New York, 547 p.
- [39]. **Bouhraoua RT. (2003)**. Situation sanitaire de quelques forêts de chêne-liège de l'ouest Algérien. Étude particulière des problèmes posés par les insectes. Thèse de Doctorat. Faculté des sciences, Université de Tlemcen. 267p.
- [40]. **Bertrand R. (2006)**. Étude de l'impact du régime d'incendie sur la végétation et le chêne-liège (*Quercus suber*) en Provence siliceuse : mortalité, capacité de régénération et morphologie. Mémoire de fin d'étude Mastère spécialisé « Forêt, Nature et Société » Cemagref
- [41]. **Hare R.C. (1965)**. Contribution of bark to fire resistance of southern trees. *Journal of forestry* 63 : 160- 161.
- [42]. **Uhl C et Kauffman J.B. (1990)**. Deforestation, fire susceptibility, and potential trees responses to fire in The Eastern Amazon. *Ecology* 71 : 437-449.
- [43]. **Vennetier M. (2009)**. Incendies et sécheresses répétés, une menace pour la forêt méditerranéenne. Site: [WWW.cemagref.fr /informations Presse/ In fMedia/im91/im918_pdf f/IM91_Irise_incendie.pdf](http://WWW.cemagref.fr/informations_Presse/InMedia/im91/im918_pdf_f/IM91_Irise_incendie.pdf)
- [44]. **Catry, F.X., Moreira, F., Pausas, J.G., Fernandes, P.M., Rego, F., &Cardillo, E.K. (2012)**. Cork oak vulnerability to fire : the role of bark harvesting, tree characteristics and abiotic factors. *Journals.plos.org*, 7(6) : 1-18.
- [45]. **Dejaegere C. (2005)**. Incidence des incendies répétés sur les subéraies varoises. *Rapport de stage de Technicien Supérieur de gestion forestière*, 32 p