

RYTHME DE RÉCUPÉRATION SANITAIRE POST-INCENDIE DU CHÊNE LIÈGE (*QUERCUS SUBER* L.) ET APTITUDE À LA RÉCOLTE PRÉCOCE DU LIÈGE FLAMBÉ

TEKKOUK Fatih^{1*} et BOUHRAOUA Rachid Tarik¹

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 16/11/2021, Révisé le 15/03/2022, Accepté le 29/04/2022

Résumé

Description du sujet : Bien que le chêne-liège soit considéré comme une espèce résistante au feu de forêt, ce dernier ne reste pas sans impact économique, et le mode de récolte du liège brûlé devient un outil de gestion déterminant dans le succès de la remise en production économique du liège.

Objectifs : Evaluer la récupération sanitaire des peuplements de chêne-liège, déterminer les facteurs affectant cette reprise, et l'aptitude des placettes à la récolte du liège brûlé selon un temps de référence à déterminer.

Méthodes : Le choix de la zone d'étude est dicté par les incendies, qui ont brûlé de grandes surfaces (>30ha). 21 sites brûlés ont été installés, chacun d'entre eux étant composé de placettes contiguës le long d'un Transect Est-Ouest. Cet échantillonnage équilibré en termes de placettes, permet donc la comparaison.

Résultats : 828 arbres ont été sélectionnés dans 71 placettes brûlées ; ce qui donne un taux de survie de 80 %. L'analyse du modèle GLM a révélé que le rythme de récupération était significativement affecté par l'épaisseur et les blessures d'arbres. Une ACP a montré une diversité dans l'âge du liège et la santé des arbres dans les placettes. Une période de 5 ans a été suffisante pour la récolte du liège, pour près de 56% des survivants.

Conclusion : L'organisation des placettes aptes ou non à la récolte du liège, montre qu'il est difficile de remettre les placettes en production. Ces résultats fournissent des informations utiles sur la nécessité d'une réglementation adéquate de l'exploitation du liège pour faciliter sa remise en production.

Mots clés : Chêne-liège ; Feu de forêt ; Récupération sanitaire ; Remise en production ; Récolte du liège.

THE RATE OF POST-FIRE HEALTH RECOVERY OF CORK OAK (*QUERCUS SUBER* L.) AND FITNESS FOR EARLY STRIPPING OF BURNT CORK.

Abstract

Description of the subject: Although cork oak is considered highly forest fire resistant tree species, the fire is not without economic impact. The cork stripping method has become a decisive management tool for the success of economic restoration.

Objectives: Evaluate the sanitary recovery of cork oak, to determine the factors affecting this recovery after the fire and the suitability of the plots for the stripping of burnt cork according to a reference time to be determined.

Methods: The choice of the study area was dictated by the fires, which burned large areas (>30ha). 21 burned sites were installed, each consisting of 4 contiguous plots along an East-West transect. This balanced sampling in terms of plots therefore allows comparison.

Results: 828 trees were selected from 71 burned plots, giving a survival rate of 80%. GLM model analysis revealed that the rhythm of recovery was significantly affected by tree thickness and injury. A PCA showed diversity in cork age and tree health in the plots. A period of 5 years was sufficient for cork stripping, for about 56% of the survivors.

Conclusion: The organisation of plots suitable or unsuitable for new cork harvesting shows a diversity of cork age and tree health. It is therefore difficult to bring these plots back into production. These results provide useful information on the need for adequate regulation of cork exploitation to facilitate its return to production.

Keywords: Cork oak; forest fire; sanitary recovery; return to production; Cork stripping.

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

INTRODUCTION

Le chêne-liège (*Quercus suber* L.) est une espèce endémique du bassin méditerranéen occidental [1], occupant près de 2,2 millions d'hectares [2], avec une production mondiale de 200 000 tonnes de liège. En Algérie, le chêne-liège occupe une superficie de 460 000 ha [1], mais cette superficie a connu une régression alarmante au fil du temps et le premier inventaire forestier de 1983/1984 ne faisait état que de 230 000 hectares productifs [3]. Cette régression a entraîné une réduction de 67% de la production nationale de liège, passant de 33 000 tonnes par an-1 durant la période 1937-1950 [4] à près de 12 000 tonnes par an-1 depuis la relance de la filière liège en 1998 [5]. Plusieurs facteurs ont contribué à ce déclin, notamment les incendies de forêt récurrents [3-6], qui ont brûlé en moyenne 7 000 ha chaque année sur la période 1985-2017 [7]. Mais l'absence de gestion forestière après incendie reste la principale cause du déclin alarmant de la surface productive de liège [8]. Le chêne-liège est connu pour être l'arbre méditerranéen le plus résistant aux incendies [1], avec une fréquence élevée [9-10] et une intensité élevée [11]. L'origine de cette résistance réside dans la présence du liège, qui recouvre les troncs et les branches dès le jeune âge des arbres [12-13], et qui possède d'excellentes propriétés d'isolation thermique [14], rendant difficile le transfert de la chaleur de l'extérieur vers l'intérieur de l'arbre [15]. Après le passage du feu, les arbres développent une stratégie de résistance basée sur la régénération végétative à partir des bourgeons dormants situés sous l'écorce de liège [16-17]. Selon la gravité des dommages, les arbres peuvent présenter quatre modalités de réponse : (i) repousse uniquement de la couronne, (ii) repousse simultanée de la couronne et du collet, (iii) repousse uniquement du collet et (iv) arbres morts sans repousse [18-19]. Plusieurs facteurs peuvent intervenir dans la détermination de chacune de ces réponses, comme la taille et l'état d'exploitation du liège des arbres [20-9] ; mais l'épaisseur du liège reste le facteur clé de la vitalité des arbres [10-21]. Bien que la repousse soit une réponse adaptative à la résilience de la subéraie, le feu de forêt n'est jamais sans impact économique [1-22], car il réduit la production de liège sain dans les années qui suivent et déprécie sa qualité, qui perd beaucoup de sa valeur commerciale [23].

Les prix des planches de liège brûlé chutent en moyenne de plus de 60% par rapport au liège sain de bonne qualité [24]. Ce type de liège est impropre à la fabrication de bouchons en liège naturel qui est un produit qui génère plus de 70% de la valeur ajoutée au secteur industriel [25] ; il est souvent utilisé pour la fabrication de panneaux d'isolation [14]. Afin de réduire les pertes économiques causées par les incendies, la connaissance du taux de récupération sanitaire des arbres survivants est essentielle. Elle permet au gestionnaire forestier de planifier au plus tôt ses actions pour rétablir la production de liège de qualité marchande apte à la fabrication de bouchons en récoltant le liège brûlé. Dans ce contexte, l'objectif principal de cette étude est de déterminer la période minimale de récolte du liège brûlé sans danger pour la vie de l'arbre pour permettre au phellogène de former un nouveau liège. Basée sur des aspects sanitaires et sylvicoles, cette étude est réalisée en deux phases dans une région subéricole affectée par un incendie de forêt catastrophique en 2012 : (i) à court terme : évaluation des dommages causés aux arbres par le feu et (ii) à moyen terme : suivi de la récupération sanitaire des arbres survivants et détermination des facteurs affectant le rythme de récupération sanitaire.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. Zone d'étude

La zone d'étude est située au sud-est de la province de Jijel (36 ° 39' 38" Nord, 5 ° 47' 28" Est). Elle fait partie du massif forestier sublittoral de la région de Texenna. Elle est caractérisée par un relief accidenté avec des pentes fortes. Les sols sont principalement cristallins [26] 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 [27]. Sur le plan forestier, ce massif offre de beaux paysages découpés, dominés par des peuplements purs et équilibrés de chêne-liège d'âges très variés [26]. Au fil du temps, ces peuplements ont été façonnés par des incendies répétés, dont certains ont été catastrophiques. En effet, durant l'été 2012, le feu a brûlé près de 652 ha de chêne-liège [28], d'âges différents [29]. 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* L.

2. Echantillonnage

Le travail de terrain a été mené dans une zone qui a été brûlée en 2012 sur une superficie de 109 ha. Deux ans après l'incendie, 21 sites ont été installés en automne (Fig. 1), chacun étant

constitué de 4 placettes contiguës le long d'un transect Est-Ouest. L'échantillonnage adopté dépendait de l'accessibilité des sites brûlés, de la densité des peuplements et des conditions de terrain.

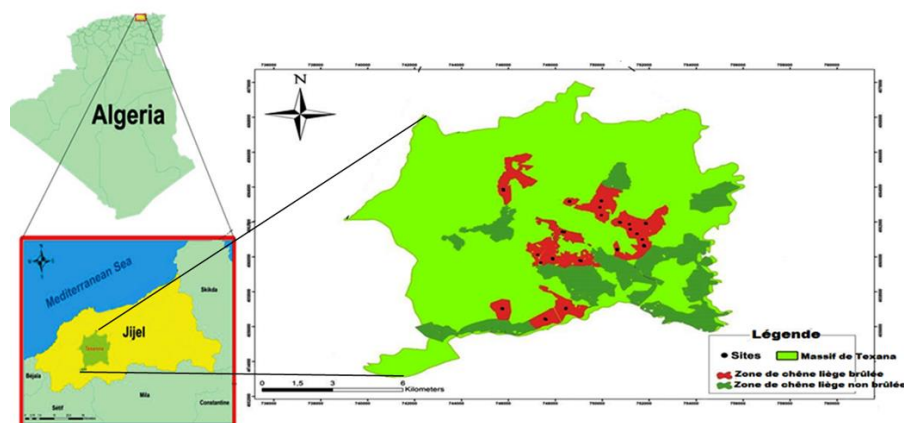


Figure 1 : Localisation géographique des sites d'étude dans le massif forestier de Texenna (Jijel), montrant les zones brûlées par le feu de l'été 2012

3. Données des placettes

Chaque placette circulaire de 7 ares est délimitée par la mire de Pardé et le dendromètre de Blûme-Leiss [30]. 7 arbres ou plus partiellement ou complètement brûlés à l'intérieur ont été sélectionnés par la méthode de proche en proche à partir de l'arbre central. Toutes les placettes ont été décrites en termes de conditions environnementales des peuplements et d'inventaires sanitaires durant quatre années successives (2014-2017). Plusieurs variables topographiques ont été mesurées pour chaque placette et comprenaient : (i) la pente la plus forte (P), (ii) l'exposition (Expo) et (iii) l'altitude (Alt). Les caractéristiques des peuplements ont été décrites selon trois critères (i) la hauteur dominante (Hd) qui correspond à la moyenne arithmétique des 100 plus grands arbres par hectare [30], (ii) la densité totale (Ds) qui reflète le degré de compétition entre les arbres et (iii) la surface terrière (G) qui est une variable liée à la fertilité du site [31]. Elle a été calculée en faisant la somme des surfaces terrières (surfaces de base) de tous les arbres.

4. Données des arbres

Un total de 828 arbres survivants avec régénération de la couronne (sur un total de 1024 arbres brûlés) ont été sélectionnés sur lesquels plusieurs paramètres ont été mesurés : (i) circonférence sur écorce à 1,30m du sol (ii) hauteur totale (iii) épaisseur du liège à 1,30m correspondant à la moyenne des mesures

effectuées dans quatre directions avec une jauge d'écorce, (iv) diamètre du bois divisé en cinq classes [22]: 1 (<17cm), 2 (17-27cm), 3 (27-42cm), 4 (42-62cm) et 5 (>62cm), (v) crevasses du tronc correspondant à la surface de bois endommagée, rapportée à la hauteur du fût; celles-ci sont notées en quatre classes : 1 (<1%), 2 (1-10%), 3 (15-25%), 4 (>25%), (vi) la hauteur maximale de carbonisation est exprimée en proportion de la hauteur des arbres [10]. Cet indicateur de dégâts, permet d'évaluer l'intensité et la sévérité du feu dans les sites incendiés et (vii) surface de base estimée pour tous les arbres à partir de la circonférence C en utilisant l'expression suivante $S_b = C^2 / 4 \pi$.

5. Evolution temporelle de la récupération sanitaire des arbres survivants

L'évolution de l'état de santé des arbres brûlés qui ont montré une reprise végétative de la couronne a été suivie pendant quatre années consécutives. Elle est basée sur l'évaluation de la capacité annuelle des arbres survivants à reconstituer leur biomasse aérienne. Ce descripteur est davantage considéré comme un "indicateur" de santé que comme une mesure de la vitalité des arbres forestiers [32]. Pour cela, pendant la saison de dormance de chaque année, 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 [33].

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).

6. Evolution temporelle de la récupération sanitaire des peuplements brûlés

Pour évaluer l'état général de récupération sanitaire des peuplements touchés par le feu, on a utilisé un indice de santé (IS), calculé à partir des reprises végétatives (RV) de tous les arbres inventoriés individuellement. Cet indice a été bien adapté et utilisé pour le chêne-liège non brûlé à partir du symptôme "déficit foliaire" [34-35]. Mais dans nos conditions de travail, le principe de calcul de cet indice reste le même sauf qu'il est basé sur le descripteur "reprise végétative". Il s'exprime à partir de la formule suivante : $IS = \sum_{n=0}^5 n_i * pi / N$. Où n_i : nombre d'arbres dans chaque classe de reprise végétative (RV) ; pi : Poids de la classe 'i' de reprise végétative (0 si $i=0$ (classe d'arbres à mortalité différée), 1 si $i=1$ (arbre fortement dépéri), 2 si $i=2$ (arbre dépéri), ect. N: nombre total d'arbres observés dans la placette.

7. Analyse des données

Pour déterminer les facteurs affectant le rythme de récupération sanitaire des arbres survivants, on a adopté une régression logistique binomiale ou modèle linéaire généralisé (GLM) basé sur des réponses binaires post-incendie codées en 0 et 1 [18]. Pour cela, on a séparé les arbres en deux catégories de réponses binaires selon le taux de recouvrement foliaire de la couronne atteint à la fin de la cinquième saison végétative après l'incendie : 1 (bon recouvrement sanitaire) ; cette catégorie concerne les arbres vigoureux qui ont reconstitué plus de 60% de leur couronne (RV4 et RV5) [23-22] et ils sont aptes à une récolte précoce du liège flambé, et 0 (mauvais recouvrement sanitaire) : ce sont des arbres affaiblis avec une faible régénération de la couronne (<60% de recouvrement).

Ces arbres "affectés" appartiennent aux trois premières classes de reprise végétative et ne conviennent pas à une récolte précoce du liège flambé. À des fins de modélisation, on a soumis les réponses (variables dépendantes) à des tests d'interaction entre différents facteurs indépendants (explicatifs) collectés au niveau des arbres et rapportés dans le tableau 2. Les analyses de données ont été réalisées à l'aide des fonctions "GLM" du paquet "stats" du logiciel R version 3.5.1 [36]. Dans un premier temps, nous sommes partis d'un modèle incluant toutes les variables explicatives et leur importance a été testée à l'aide du rapport de vraisemblance (χ^2). Pour vérifier si la sélection du modèle résultant pouvait être améliorée, on a supprimé dans une deuxième étape toutes les variables non significatives, jusqu'à ce que seules les variables restantes du modèle soient significatives ($p < 0,05$). Pour chaque formulation de modèle, un diagnostic de la multi-colinéarité des prédictors a été réalisé à l'aide de la fonction "Imcdiag" du package "mctest" [37]. Enfin, et pour des raisons de gestion et de planification des actions de restauration de la production des forêts de chêne-liège brûlé, on a procédé à une analyse en composantes principales (ACP) de huit variables de nature topographique, forestière et sanitaire collectées au niveau des placettes (Tableau 1).

L'objectif principal de cette analyse est essentiellement descriptif. Par une visualisation simultanée sous forme graphique, cette ACP permet (i) de caractériser les relations linéaires pouvant exister entre l'évolution de l'état sanitaire des peuplements observés au niveau des placettes et les variables explicatives retenues, (ii) d'identifier des groupes homogènes ou atypiques de peuplements en fonction de leur état sanitaire global, (iii) de distinguer les tendances de l'organisation spatiale ou cartographique des groupes de placettes. Dans cette analyse, on a utilisé comme variable qualitative supplémentaire, l'aptitude de la placette à la récolte du liège flambé selon un temps de référence de cinq ans après l'incendie. Pour cela, les placettes ont été divisées en quatre catégories en fonction de la proportion d'arbres considérés comme vigoureux (RV4-5) : (1) <30%, (2) 30-60%, (3) 60-90% et (4) >90%.

Ces placettes ont été classées selon un critère appelé : (i) placette à récolter contenant plus de 60% d'arbres vigoureux et (ii) placette à ne pas récolter contenant moins de 60% d'arbres vigoureux. Ces analyses ont été réalisées avec le logiciel R version 3.6.3. [38], en utilisant le

paquet " factoMineR " pour le calcul d'algorithmes appliqués aux statistiques multivariées, notamment l'ACP [39], qui a été téléchargé sur le serveur officiel de logiciels R nommé " CRAN " en l'an 2020.

Tableau 1 : Statistiques descriptives des facteurs quantitatives et qualitatives recueillis au niveau des placettes et des arbres individuels brûlés en 2012

Facteurs (Code)	Unité	n	Moyenne (DS)	Valeurs extrêmes	Analyse
Niveau de mesure : Placettes					
Exposition (Expo)	Catégories	71	-	01-avr	-
Pente (P)	%	71	23,38 (7,23)	mars-33	ACP
Effectifs d'arbres (N)	-	71	12,4	mai-29	-
Altitude (Alt)	m	71	834,18 (50,65)	686-912	ACP
Hauteur dominante (Hd)	m	71	10,05 (2,47)	5,25-15,53	ACP
Indice de santé en 2017 (IS)	-	71	3,35 (0,64)	1,50-4,67	ACP
Épaisseur moyenne (E)	mm	71	22,27 (4,24)	11,38-28,96	ACP
Surface terrière (G)	m ² . ha ⁻¹	71	12,28 (9,50)	1,70-47,60	ACP
Proportions d'arbres vigoureux (AV)	%	71	61,30 (25,00)	0-100	ACP
Densité (Ds)	tiges.ha ⁻¹	71	180,01 (68,57)	100-410	ACP
Niveau de mesure : arbres-échantillons					
Circonférence sur écorce à 1,30m (C)	cm	828	90,48 (49,41)	50-540	-
Diamètre du bois (D)	m	828	28,19 (15,70)	11,47-168,82	MRS
Hauteur totale (Ht)	m	828	8,31 (3,64)	2,5-23,0	MRS
État d'exploitation (Ex)	Catégories	828	-	01-févr	-
Taux de crevasse des troncs (Cr)	Catégories	828	-	0-4	MRS
Surface de base (Sb)	m ²	828	0,08 (0,13)	0,10-2,24	-
Épaisseur du liège sur croûte (E)	mm	828	20,82 (9,63)	1,50-70,25	MRS
Hauteur maximale de carbonisation	%	828	51,78 (25,28)	0-100	MRS
Importance de reprise végétative (2017)	Catégories	828	-	0-5	MRS

Facteurs utilisés comme prédicteurs potentiels dans les modèles de réponse post-feu : MRS, modèle de récupération sanitaire, ACP; Analyse des Composantes Principales

RÉSULTATS

1. Facteurs affectant le rythme de récupération sanitaire des arbres survivants

Les résultats du suivi annuel de l'évolution de la récupération foliaire des couronnes ont montré que les arbres survivants n'ont commencé à retrouver leur état de santé qu'à partir de la troisième année après l'incendie avec un taux de 3%. Ce taux est plus élevé deux ans plus tard, atteignant 56%. Cependant, le rythme de récupération sanitaire est variable entre les individus d'une même placette et également entre les placettes. Par ailleurs, un taux de 2,17% d'arbres à mortalité différée a été enregistré la 4ème année après l'incendie (Fig. 2).

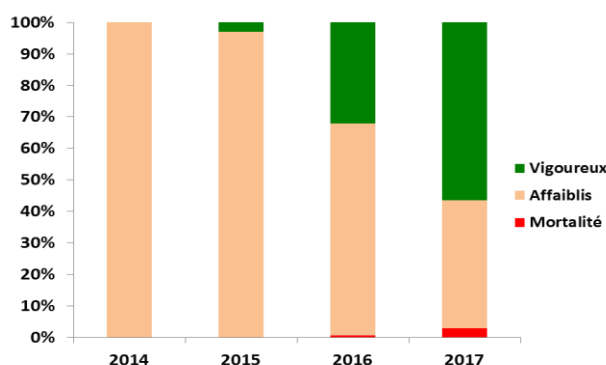


Figure 2 : Distribution annuelle des arbres survivants selon l'importance de leur reprise végétative : Vigoureux (RV₄₋₅), Affaiblis (RV₁₋₂₋₃) et morts (RV₀)

L'analyse du modèle obtenu a révélé que le rythme de récupération sanitaire des arbres était significativement affecté par l'épaisseur du liège et les blessures du tronc (Tableau 2).

En effet, les arbres recouverts d'un liège épais de valeur moyenne ($27,30 \pm 0,75$ mm et $22,94 \pm 2,34$ mm, respectivement pour le liège de reproduction et le liège mâle), ont récupéré leur vigueur plus rapidement (RV4-5), que ceux recouverts d'un liège mince de valeur moyenne ($19,36 (\pm 0,72\text{mm})$ et $17,16 (\pm 1,50\text{mm})$ respectivement pour le liège de reproduction et le liège mâle, qui sont restés affaiblis (RV1-3) (Fig. 3a).

Le deuxième facteur (état du tronc) est négativement corrélé au rythme de récupération

sanitaire des arbres de l'arbre ; il joue un rôle moindre bien qu'il soit significatif dans le modèle. Cela indique que les arbres dont le tronc est moins crevassé ont une probabilité de rétablissement de la santé plus accélérée par rapport aux arbres dont le tronc est blessé (Fig. 3b). Enfin, les facteurs dendrométriques (diamètre et hauteur) inclus dans le modèle n'ont montré aucun effet significatif sur la santé des arbres (Fig. 3c, 3d).

Tableau 2: Régression linéaire logistique pour prédire le rythme de récupération sanitaire des arbres survivants, cinq ans après le feu. Modèle basé sur 828 arbres survivants

Modèle	Variabes	Coefficient \pm ES	z-valeur	Pr (> t)
Rythme de récupération sanitaire	β_0 (intercept)	-4,564 \pm 0,535	-8,525	0
	Epaisseur du liège	0,216 \pm 0,018	12,015	0
	Etat du tronc	-1,276 \pm 0,196	-6,506	0

Coefficients du modèle (\pm erreur standard): β_0 , constante; le test du rapport de vraisemblance (z-valeur) et signification: 0 '***' ; Performances du modèle : R-carré multiple (0.271) et AIC (838,15).

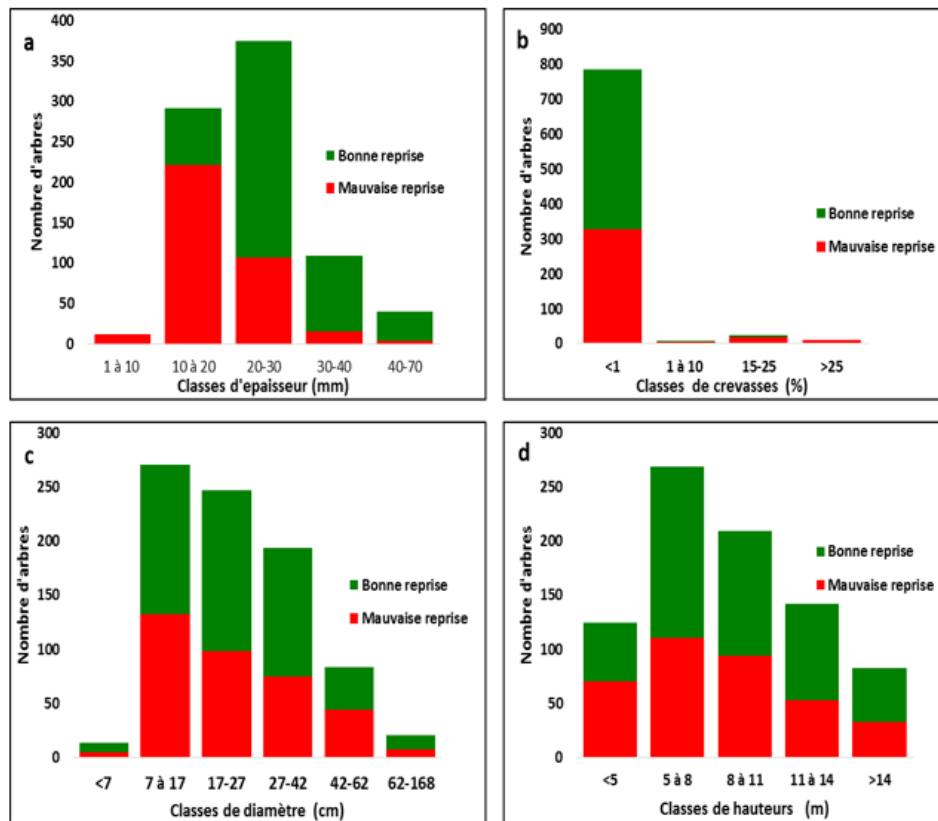


Figure 3 : Distribution par classes de quatre variables mesurées de 828 arbres de chêne-liège survivants en fonction de l'importance de leur reprise végétative : Bonne reprise (récupération plus de 60% de la biomasse foliaire) et mauvaise reprise (récupération moins de 60% de la biomasse foliaire) : Evaluation faite cinq ans après le feu

2. Interaction potentielle entre l'aptitude du peuplement à la récolte du liège et les facteurs du milieu : Analyse de l'ACP

La lecture des résultats montre que le premier axe a permis d'identifier deux indicateurs de santé des peuplements du côté positif et deux autres indicateurs d'âge et de croissance des arbres du côté négatif. En effet, sur cet axe, les peuplements en bonne santé ($IS > 3,00$) et aptes à la récolte du liège brûlé sont séparés de ceux encore affaiblis et exclus de toute remise en production. Néanmoins, de nombreuses placettes non exploitables sont visiblement en

bonne santé ($IS : 3,00-3,50$), ce qui rend difficile l'identification des zones à écorcer sur la base de leur aspect général. Cependant, certains peuplements à forte contribution du côté positif sont jeunes (diamètre : 7-27cm) et vigoureux ($IS > 3,50$, $RV_{4-5} > 95\%$, $Hd < 8m$ et $G < 6 m^2 \cdot ha^{-1}$), tandis que du côté négatif on trouve des peuplements hauts, avec des diamètres supérieurs à 27cm et une surface terrière élevée ($Hd : > 12m$ $G : > 23 m^2 \cdot ha^{-1}$), mais ils sont en mauvais état sanitaire ($IS < 2,50$; arbres vigoureux $< 20\%$) (Fig. 4).

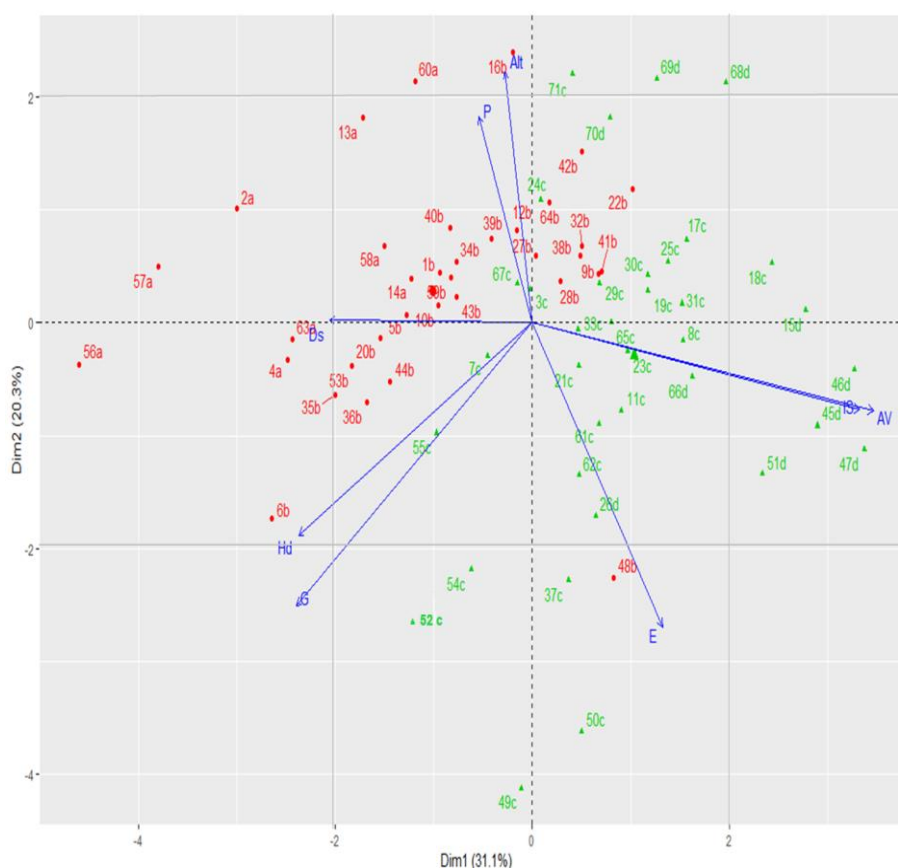


Figure 4 : Représentation graphique en double projection (biplot) de l'Analyse en composante principale des variables (descripteurs) physiques, forestières et sanitaires et de 71 placettes étudiées aptes à la récolte du liège brûlé (colorées en vert) ou non (colorées en rouge). Chaque numéro de placette est suivie par une lettre selon le taux d'arbres récupérés vigoureux : a ($< 30\%$), b ($30-60\%$), c ($60-90\%$) et d ($> 90\%$).

Le deuxième axe est principalement caractérisé par le facteur lié à la date d'exploitation du liège (c'est-à-dire l'âge du liège) bien qu'il soit positivement associé à la surface terrière. En outre, l'ACP montre que la plupart des peuplements appartenant à deux ensembles d'exploitation du liège flambé, ont des partitions similaires le long de chacun des deux axes en raison de leur regroupement près du centre d'ordination.

Cela montre que les placettes-échantillons qualifiées d'aptes ou d'inaptes à la récolte du liège sont relativement homogènes (valeurs moyennes proches) et que leur répartition sur l'ensemble des variables topographiques, forestières, sanitaires et d'exploitation indique une hétérogénéité spatiale et cartographique.

DISCUSSION

Dans le massif forestier de Texana, le feu de forêt de 2012 a montré un degré de gravité variable des arbres. Après cinq ans de l'incendie, plus de la moitié des arbres survivants ont retrouvé leur vigueur et peuvent être dépouillés précocement de leur liège flambé. Le modèle développé a montré le rôle déterminant de l'épaisseur du liège dans la vitesse de récupération sanitaire des arbres.

1. Le rythme de récupération sanitaire des arbres survivants

Le schéma général de la récupération complète du houppier observé chez les arbres, ne diffère pas beaucoup de celui déjà développé par certains auteurs [40, 41 et 19]. Ce schéma dépend de : (i) la gravité des dommages causés par le feu au tissu cambial du tronc et des organes du houppier, (ii) la quantité de repousse formée à partir de bourgeons dormants protégés par la chaleur, (iii) la quantité de réserves d'hydrates de carbone accumulées dans le système racinaire avant le feu et (iv) la quantité de nutriments mobilisés pour reconstituer la nouvelle biomasse perdue. Dans les troncs, le cambium vasculaire protégé par l'écorce épaisse [42] continue à remplir ses fonctions après l'incendie. Le volume des réserves énergétiques ainsi mobilisées atteint suffisamment le houppier. Dans les couronnes des grands arbres (>8m), les dommages aux organes sont faibles (feuillage brûlé ou partiellement brûlé et rameaux carbonisés) car ils étaient éloignés du combustible de surface et des gaz chauds s'élevant par convection [15] ; ceci diminue avec la hauteur [43]. Durant les premières années après l'incendie, un grand nombre de pousses naissent de différents bourgeons dormants enfouis dans le phellogène [17] ; ces pousses se développent rapidement en nouveaux rameaux ; ceux-ci reconstituent la biomasse aérienne et cicatrisent les plaies. En revanche, les arbres à l'écorce mince ont récupéré une partie de leur feuillage, dont certains se sont dépéris. Chez ces arbres, les tissus vivants du tronc qui sont partiellement affectés par la chaleur ont perturbé la circulation de la sève [44]. Peu de nutriments stockés dans les racines étaient accessibles aux bourgeons afin de produire de nouvelles pousses. Par conséquent, l'activité photosynthétique était faible à chaque saison végétative et les produits glucidiques synthétisés étaient insuffisants et incapables de reconstituer davantage les réserves souterraines.

Dans les arbres présentant des crevasses du collet, d'origine fongique [1-12] ; ou des blessures causées par divers écorçages [45-14], la circulation de l'eau et des nutriments reste partiellement bloquée [46], ce qui diminue leur vitalité ; de plus, ces crevasses ont été utilisées comme une porte d'entrée pour le feu à l'intérieur de l'arbre [22]. Selon le niveau d'endommagement des tissus du tronc, les arbres ont récupéré très peu de biomasse et sont restés symptomatiquement affaiblis pendant toute la période d'observation. Ils sont devenus des cibles privilégiées pour les xylophages secondaires, dont *Platypus cylindrus* [47-48]. Ces arbres succombent souvent aux attaques de ce ravageur.

2. Gestion post-feu des peuplements

Cinq ans après l'incendie est une période suffisante pour récolter le liège brûlé des arbres survivants recouverts d'un liège de reproduction épais (>20mm), et ayant la condition pour qu'un arbre soit démasclable (circonférence >60cm). Plusieurs auteurs ont signalé que cette durée varie de 1 à 5 ans selon l'intensité de l'incendie subi par les arbres [49-15]. En effet, une durée de 1 à 3 ans a été suggérée pour le liège algérien par Lamey [1], selon que le feu était faible ou modéré. Pour les forêts ibériques, une durée minimale de 2 à 3 ans est recommandée avant de récolter le liège brûlé à condition que les arbres aient récupéré au moins 75% de leur feuillage [23]. Ceci peut s'expliquer par le mode de gestion sylvopastoral où le sous-bois est souvent réduit, atténuant ainsi son intensité en cas d'incendie. En revanche, cette durée est plus longue pour les suberaies françaises embroussaillées et ayant subi des incendies de forte intensité ; elle est de 5 à 10 ans [50-22]. En termes d'organisation cartographique, les arbres exploitables sont répartis en proportions inégales sur la majorité des placettes du fait de la diversité d'âge du liège. Ceci est dû à la récolte partielle excessive des sites ne suivant pas le système de jardinage déjà signalé par Lamey [1], et Saccardy [45]. Dans une telle situation, l'opération de remise en production des peuplements brûlés est difficilement réalisable (risque de récolter des arbres mal récupérés, récolte partielle de placettes, etc.). Cette intervention perturberait le règlement ultérieur de l'exploitation du liège. Selon le rythme de récupération sanitaire, une année supplémentaire (soit 6 ans) est recommandée pour permettre la récolte d'arbres plus vigoureux.

Les arbres affaiblis et recouverts d'une mince couche de liège, doivent être recépés pour assurer une meilleure régénération du peuplement [45].

CONCLUSION

Les incendies de forêt de l'été 2012 ont été moins sévères, puisque 80 % des arbres ont survécu. Ce sont les arbres exploités des classes de diamètre intermédiaires qui sont les plus résistants au feu. Cependant, cette résistance n'est pas garantie car elle est étroitement liée à l'épaisseur du liège de reproduction. Celle-ci dépend de la date de récolte du liège lors de l'incendie, mais aussi de la vitesse de croissance du liège [45] qui est rapide en littoral (>3 mm an⁻¹ en moyenne ; [51]) et lente en montagne (<3 mm an⁻¹ ; [35]). Plus de 60% des arbres écorcés entre 1 et 3 ans étaient vulnérables au feu.

L'impact économique sur l'écosystème est modéré car la majorité des arbres survivants récoltés plus de 4 ans avant l'incendie peuvent être remis en production après 6 ans ; cela correspond à la perte d'un cycle complet de production de liège (pour une rotation de 9 ans ; [52]). Cependant, en l'absence d'un plan d'aménagement propre à la subéraie et d'un règlement d'exploitation clair, la restauration forestière rationnelle des peuplements brûlés reste difficile à appliquer sur de grandes surfaces car elle est basée sur un inventaire pied par pied. Celui-ci consiste à distinguer les arbres qui ne peuvent être récupérés c'est-à-dire destinés au recépage et qui serviront de base à la reconstitution de la forêt, de ceux qui peuvent être récupérés et utilisés pour rétablir la production le plus rapidement possible. Seule l'application rationnelle du système de jardinage dans la récolte du liège pourrait atténuer les pertes économiques et garantir une meilleure régénération du peuplement. Les résultats obtenus par cette étude constituent un outil important pour améliorer la gestion post-incendie de la forêt, et pour promouvoir sa résilience aux incendies intenses.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1]. Lamey A. (1893). *Le chêne liège, sa culture et son exploitation*. Paris, Nancy : Berger-Levrault et Cie (Edit.), pages 48-149.
- [2]. Anonyme, (2020). Association Portugaise du Liège (APCOR). Cork, 2019. <http://www.apcor.pt/wpcontent/uploads/18/19/Boletim-estatistico-18/19> (pdf, accédé le 02/02/2020).
- [3]. Zine, M. (1992). Situation et perspectives d'avenir du liège en Algérie, In : Actes du Colloque «*Les Subéraies méditerranéennes*». Vives, France, Institut Méditerranéen du Liège, 98-107.
- [4]. Chenel, P. (1951). Le liège en Algérie. *Annales de Géographie.*, 6(321): 296-299.
- [5]. Dehane, B., Bouhraoua, R.T., Belhoucine, L., & Hamani, F.Z. (2013). La filière liège algérienne entre passé et présent. *For. Méd.*, 34 (2): 143-152.
- [6]. Bouhraoua, R.T., Piazzetta, R. & Berriah, A. (2014). Les reboisements en chêne-liège en Algérie, entre contraintes écologiques et exigences techniques. *For. Méd.*, 35(2): 171-176.
- [7]. Anonyme, (2018). Direction Générale des Forêts. Bilan final des incendies de forêts, Alger.
- [8]. Bouhraoua, R.T., Roula, S.E., & Catry, F.X. (2019). Facteurs de vulnérabilité des subéraies algériennes aux incendies de forêts dans le contexte du changement climatique. *For. Méd.*, 40(4): 391-400.
- [9]. Pausas, J.G. (1997). Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. *Journal of Vegetation Science*, 8: 703-706.
- [10]. Moreira, F., Duarte, I., Catry, F., & Acácio, V. (2007). Cork extraction as a key factor determining post-fire cork oak survival in a mountain region of southern Portugal. *For. Ecol. Manag.*, 253 (1-3): 30-37.
- [11]. Pausas, J.G., & Keeley, J. (2017). Epicormic Resprouting in Fire- Prone Ecosystems. *Trends in Plant Science*, 22 (12): 1008-1015.
- [12]. Natividade, J.V. (1956). *Subériculture*. Ecole Nationale des Eaux et Forêts de Nancy (Edit.), pages 206-231.
- [13]. Leite, C., & Pereira, H. (2017). Cork-Containing Barks-A Review. *Frontiers in Materials*, 3: 63,19.
- [14]. Pereira, H. (2007). *Cork: biology, production and uses*. Amsterdam: Elsevier Publishing.
- [15]. Pimont, F., Dupuy, J.L., Rigolot, E., & Duché Y. (2014). Les effets du passage d'un feu dans un peuplement arboré: synthèse des connaissances et applications pour le gestionnaire forestier méditerranéen. *For. Méd.*, 35(1): 17-30.
- [16]. Pausas, J.G., Pereira, J.S., & Aronson, J. (2009). The tree, In: Cork oak woodlands on the edge: ecology, adaptive management, and restoration. E-Publishing., Washington, D.C., Island Press, 11-23.
- [17]. Burrows, G.E., & Chisnall, L.K. (2016). Buds buried in bark: the reason why *Quercus suber* (cork oak) is an excellent post-fire Epicormic resprouter. *Tree*, 30 (1): 241-254.
- [18]. Catry F.X., Moreira F., Duarte I., & Acácio V. (2009). Factors affecting post-fire crown regeneration in cork oak (*Quercus suber* L.) trees. *Eur J. Forest. Res.*, 128 (3): 231-240.
- [19]. Moreira, F., Catry, F., Duarte, I., Acácio, V., & Silva, J. (2009). A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. *Plant Ecol.*, 201:77-85.
- [20]. Cabezudo, B., Latorre, A., & Nieto, J. (1995). After fire regeneration in a *Quercus suber* forest in the South of Spain (Istan, Malaga). *Acta Bot. Malacitana*, 20: 143-151.
- [21]. Catry, F.X., Moreira, F., Pausas, J.G., Fernandes, P.M., Rego, F., & Cardillo, E.K. (2012a). Cork oak vulnerability to fire: the role of bark harvesting, tree characteristics and abiotic factors. *Journals.plos.org*, 7 (6): 1-18.

- [22]. **Anonyme. (2016).** *Guide de Sylviculture du chêne liège dans les Pyrénées-Orientales*. Vives, France : Institut Méditerranéen du liège.
- [23]. **Catry, F.X., Moreira, F., Cardillo, E., & Pausas, J.G. (2012b).** Post-fire management of cork oak forests. In: Moreira F., Arianoutsou M., Corona P., De las Heras J., (Eds.): Post-fire management and restoration of European forests. *Manag.For.Eco*, 24: 195-222.
- [24]. **Anonyme. (2012).** Análise do sector e da fileira da cortiçaem Portugal. Relatório da Autoridade da Concorrência sobre o sector da cortiça, Dezembro de 2012.
- [25]. **Amorim. (2019).** L'importance du liège. *Bark to Bottle*, 41 : 1-15.
- [26]. **Boudy, P. (1955).** Économie forestière nord-africaine. *Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie* tome IV. Paris, France : Larose (Edit.).
- [27]. **Anonyme. (2018).** Office Nationale de Météorologie Algérienne .Statistiques climatiques de la période 1992-2017, Jijel.
- [28]. **Anonyme. (2014).** Conservation des Forêts de la wilaya de Jijel. Bilan des incendies de forêts dans la wilaya de Jijel.
- [29]. **Roula, S.E., Bouhraoua, R.T., & Catry, F.X. (2020).** Factors affecting post-fire regeneration after coppicing of cork oak (*Quercus suber*) trees in northeastern Algeria. *Can. J. For. Res.*, 50: 371–379.
- [30]. **Rondeux, J. (1999).** La mesure des arbres et des peuplements forestiers. Gembloux, Belgique. *Les Presses agronomiques de Gembloux* (Edit.).
- [31]. **Sanchez-González, M., Stiti, B., Chaar, H., & Cañellas, I. (2010).** Dynamic dominant height growth model for Spanish and Tunisian cork oak (*Quercus suber* L.) forests. *Forest Systems*, 19 (3): 285-298.
- [32]. **Landmann, G. (1988).** Comment apprécier la vitalité d'un arbre ou d'un peuplement forestier? *Rev. For.Fr.*, 4:265-284.
- [33]. **Anonyme, (1991).** *Réseaux de surveillance de l'état sanitaire des forêts (réseau CEE et réseau Bleu): Protocole pour les observations.* D.E.R.F, Min. Agri. For, 1-27.
- [34]. **Bouhraoua, R.T., & Villemant, C. (2005).** Mécanismes généraux de l'altération sanitaire des peuplements du chêne-liège de l'Algérie nord occidental. *IOBC/wprs Bull.*, 28(8): 1-8.
- [35]. **Naggar, O., Bouhraoua, R.T., Torres, E., & Zedek, M. (2019).** Etude de l'influence des facteurs du milieu sur la croissance et la production du liège de la subéraie du Parc National de Theniet-El-Had (Tissemsilt, Algérie). *Bois et Forêts des Tropiques*, 342:41-54.
- [36]. **R Core Team. 2020.** A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing version 3.5.1. Vienna, Austria. www.r-project.org.
- [37]. **Imdad, M.U., & Aslam, M. (2018).** mctest: Multicollinearity Diagnostic Measures. Version 1.2. <https://CRAN.R-project.org/package=mctest>.
- [38]. **R Core Team. 2020.** A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing version 3.6.3. Vienna, Austria. www.r-project.org.
- [39]. **Lê, S., Joss, J., & Husson, F. (2008).** Factominer: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1): 1-18.
- [40]. **Chapin F.S., Ernst-Detlef S., & Mooney H.A. (1990).** The ecology and economics of storage in plants. *Annual Review of Ecology, and Systematics*, 21: 423–447.
- [41]. **Bellingham, P. J., & Sparrow, A. D. (2003).** Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos*, 89 (2): 409-416.
- [42]. **Julieta A., & Rosell. (2016).** Bark thickness across the angiosperms: more than just fire. *New Phytologist*, 211 (1): 90-102.
- [43]. **Whelan, R.J. (1995).** The ecology of fire. Cambridge University Press (Edit.).
- [44]. **Ryan, K.C., & Reinhardt, E.D. (1988).** Predicting post fire mortality of seven western conifers. *Can. J. Res.*, 18 (10): 1291–1297.
- [45]. **Saccardy, L. (1937).** Notes sur le chêne-liège et le liège en Algérie. *Bulletin de la station de recherche forestière du Nord de l'Afrique*, 2(3): 271-374.
- [46]. **Nadezhdina N., Ferreira M.I., Silva R., & Pacheco C.A. (2008).** Seasonal variation of water uptake of a *Quercus suber* tree in Central Portugal. *Plant Soil*, 305:105–119.
- [47]. **Catry, F.X., Branco, M., Sousa, E., Caetano, J., Naves, P., & Nóbrega, F. (2017).** Presence and dynamics of ambrosia beetles and other xylophagous insects in Mediterranean corkoak forest following fire. *For. Ecol. Manag.*, 404: 45–54.
- [48]. **Roccaforte, J.P., Meadora, A.S., Waltza, A.E.M., Gaylord, M.L., Stoddarda, M.T., & Huffman, D.W. (2018).** Delayed tree mortality, bark beetle activity, and regeneration dynamics five years following the Wallow Fire, Arizona, USA: Assessing trajectories towards resiliency.
- [49]. **Keeley, J.E. (2009).** Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18: 116–126.
- [50]. **Veille, J.F. (2004).** Régénération et sylviculture des suberaies incendiées. *For.Méd.*, 35(4): 357-362.
- [51]. **Dehane, B., & Ghefar M. (2017).** Etude de la variabilité de croissance du liège dans le Nord Algérien. *Geo-Eco-Trop*, 41 (1): 39-54.
- [52]. **Roula, B. (2010).** Etude de la qualité du liège de reproduction des subéraies de la région de Jijel. Thèse Magister, École Nationale Supérieure Agronomique., El Harrach.