



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE FRERES MENTOURI – CONSTANTINE 1



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département de Biologie et Ecologie Végétale

N° d'ordre :
N° de série :

Thèse

En vue de l'obtention de doctorat 3^{ème} cycle
Filière : Biotechnologie-Biologie-Environnement
Spécialité : Gestion Durable des Écosystèmes et Protection de L'environnement

Thème

Etude de la dynamique de l'enrésinement en Algérie Nord-orientale
– Approche cartographique –

Présentée par :
MELIANI Aziz

Le : 30 / 06 / 2021

Devant le jury :

Président :	ALATOU Djamel	Prof. UFM Constantine 1
Directeur de thèse :	BENDERRADJI M ^{ed} El Habib	Prof. UFM Constantine 1
Examineurs :	BOUNAR Rabah	MC.A. Université de M'sila
	BAZRI Kamel Eddine	MC.A. UFM Constantine 1

Année universitaire : 2020/2021



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE FRERES MENTOURI – CONSTANTINE 1



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département de Biologie et Ecologie Végétale

N° d'ordre :
N° de série :

Thèse

En vue de l'obtention de doctorat 3^{ème} cycle
Filière : Biotechnologie-Biologie-Environnement
Spécialité : Gestion Durable des Écosystèmes et Protection de L'environnement

Thème

Etude de la dynamique de l'enrésinement en Algérie Nord-orientale
– Approche cartographique –

Présentée par :
MELIANI Aziz

Le : 30 / 06 / 2021

Devant le jury :

Président :	ALATOU Djamel	Prof. UFM Constantine 1
Directeur de thèse :	BENDERRADJI Med El Habib	Prof. UFM Constantine 1
Examineurs :	BOUNAR Rabah	MC.A. Université de M'sila
	BAZRI Kamel Eddine	MC.A. UFM Constantine 1

Année universitaire : 2020/2021

À ma mère

Messacuda ALLA

ep. MELIANI

REMERCIEMENTS

J'exprime mes plus vifs remerciements à mon directeur de thèse Monsieur le Professeur BENDERRADJI Mohamed El Habib pour sa patience, sa confiance, ses directives et ses conseils. Mes vifs remerciements à Monsieur le Professeur ALATOU Djamel pour ses conseils, ses idées et son aide précieuse.

J'ai le plaisir, de remercier aussi Monsieur BOUNAR Rabah Maître de conférences à l'Université Mohamed Boudiaf de M'sila et Monsieur BAZRI Kamel Eddine Maître de conférences à l'Université Frères Mentouri Constantine 1, qui m'ont fait l'honneur de juger la présente thèse. Je remercie Monsieur BAZRI pour son aide et ses conseils. Mes vifs remerciements à Monsieur Azzedine M.T. Arfa pour ses conseils et son aide précieuse. Je remercie Monsieur Ahmed ABDIOUENE (INRF – El Kala) pour son aide précieuse et l'ensemble des services forestiers de Jijel, Annaba, El-Tarf, Batna, Je remercie Monsieur CHOUIAL Mebarek de m'avoir proposé ce thème. Mes vifs remerciements à mes enseignants.

J'exprime mes plus vifs remerciements à ma superviseuse de stage Kaouther BEN YAHIA lors de mon passage en Tunisie à l'INRGREF, mes vifs remerciements à sa famille : Adem, tante Baya, Faten et Yousri. Et à tous ses collègues de l'INRGREF.

J'exprime mes plus vifs remerciements à mes amis : Mohamed Gana grâce à qui ce travail a pu aboutir, pour ses conseils, son aide précieuse pour l'élaboration des cartes et sa disponibilité ; Mohamed Bendjaballah l'entomologiste pour son aide précieuse lors des sorties et tout au long de ma thèse pour ses conseils. Je remercie Ibrahim Kerrouche et Mohamed Lamine Bouhouhou pour leur aide précieuse ; je remercie aussi Housseem, Adel, Hichem, Billel B. et Billel M., Moncef (Paka), Sabar, Badereddine, Zaki, Faycel, Youcef (la liste est encore longue) pour leur soutien. Je remercie mes amies et collègues pour leur soutien et encouragements : Thilleli, Oumnya, Hadjer, Rayen, Mme Frahtia.

Mes sœurs Amina et Fatiha, mon père Ahmed, ma mère Messaouda (Sihem), emportée trop tôt par la maladie et à qui je dédie ce travail, merci pour tout.

Merci à toute ma grande famille, cousins et cousines, tantes et oncles pour leur soutien, et encouragements, à Amel Khaldi pour son aide précieuse et à ma tante Zohra pour ses prières.

Enfin, que toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de cette thèse, trouve ici l'expression de ma profonde gratitude.

MERCI à toutes et à tous

SOMMAIRE

Dédicace	
Remerciement	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Résumé	
Abstract	
ملخص	
INTRODUCTION GENERALE	01
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	
I. Caractéristiques du Chêne-liège	03
1. Généralités	03
Répartition géographique du Chêne-liège	04
2. Autoécologie du Chêne-liège	06
3. Spécificités de la subéraie	08
3.1. Les groupements de la subéraie	09
3.2. Facteurs de dégradation de la subéraie	11
3.3. La subéraie face aux incendies	11
3.4. Problématique de la régénération du Chêne-liège	12
- La régénération naturelle	13
- Régénération par rejet de souche	14
II. Caractéristiques du pin maritime	15
1. Généralités	15
2. Autoécologie du pin maritime	16
III. La dynamique de la végétation	17
1. Notions de chorologie forestière	17
1.1. Les aires de distribution géographique	17
1.2. La dynamique des aires de répartition	17
- Les éléments induisant la dynamique des aires.....	18
2. Hiérarchie dans un écosystème	18
3. Persistance taxonomique et écologique au sein des communautés végétales	19
3.1. Définition	19
3.2. Les mécanismes en jeu	21
3.2.1. Au niveau de la persistance taxonomique.....	21
- A l'échelle locale (diversité α)	21
- A l'échelle régionale (diversité γ)	23
3.2.2. Au niveau de la persistance écologique	26
- Diversité, productivité et persistance écologique	27
- Diversité, cycles biogéochimiques et persistance écologique	28
4. Successions, métaclimax et écosystème	31

MATERIEL ET METHODE

1. Présentation de la zone d'étude	34
1.1. Situation Géographique	34
1.2. Substrat et relief	37
1.3. Climat	37
1.4. Cortège floristique	38
2. Sources des données utilisées	38
2.1. Les images Landsat	38
2.2. Les images à Très Haute Résolution (Google Earth)	39
2.3. Le Modèle Numérique de Terrain (MNT)	39
3. Outils et Logiciels utilisés	41
3.1. ArcGIS (V 10.3)	41
3.2. ENVI (V 5.1)	41
3.3. Google Earth Pro (V 7.1)	41
3.4. Universal Maps Downloader (V 7.3)	41
3.5. Les Outils de Prospection	42
3.5.1. Le G.P.S (Global Positioning System)	42
3.5.2. L'appareil photos numérique	42
4. Les missions de reconnaissance et mesures de terrain	42
4.1. Méthodes de traitement des Séries Temporelles	43
4.1.1. Critères de choix des images satellitaires	43
4.1.2. Prétraitement	44
4.1.3. Choix des canaux multi-spectraux des images	45
4.2. Acquisition de données de terrain	45
4.3. L'analyse de séparabilité des classes	46
4.4. Classification des images	47
4.5. L'application des indices de végétation	47
5. L'analyse visuelle	48
6. Traitement de Modèle Numérique de Terrain (MNT)	48

RESULTATS ET DISCUSSION

I. Chorologie de l'enrésinement de la subéraie de Kissir	50
1. Carte de végétation de la subéraie de Kissir enrésinée par le pin maritime	50
2. Série multi-dates du NDVI de la subéraie de Kissir et surfaces enrésinées par le pin maritime	51
3. Déterminants de l'enrésinement de la subéraie de Kissir par le pin maritime	54
3.1. Relation entre la pente et l'enrésinement de la subéraie de Kissir par le pin maritime	54
3.2. Relation entre l'exposition et l'enrésinement de la subéraie de Kissir par le pin maritime	55
3.3. Relation entre le réseau hydrographique et l'enrésinement de la subéraie de Kissir par le pin maritime	58

II. Chorologie de l'enrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi	60
II.1. Chorologie de l'enrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi.....	60
1. Carte de végétation de la station (1) de la subéraie de Seraïdi enrésinée par le pin maritime	60
2. Série multi-dates du NDVI de la station (1) de la subéraie de Seraïdi et surfaces enrésinées par le pin maritime	61
3. Déterminants de l'enrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime	64
3.1. Relation entre la pente et l'enrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime	64
3.2. Relation entre l'exposition et l'enrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime	65
3.3. Relation entre le réseau hydrographique et l'enrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime	67
II.2. Chorologie de l'enrésinement de la station (2) de la subéraie de Seraïdi	69
1. Carte de végétation de la station (2) de la subéraie de Seraïdi enrésinée par le pin maritime	69
2. Série multi-dates du NDVI de la station (2) de la subéraie de Seraïdi et surfaces enrésinées par le pin maritime	70
3. Déterminants de l'enrésinement de la station (2) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime	73
3.1. Relation entre la pente et l'enrésinement de la station (2) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime	73
3.2. Relation entre l'exposition et l'enrésinement de la station (2) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime	74
3.3. Relation entre le réseau hydrographique et l'enrésinement de la station (2) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime	76
II.3. Relation entre l'incendie et l'enrésinement de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime	77
III. Chorologie de l'enrésinement de la subéraie de Haddada	80
1. Carte de végétation de la subéraie de Haddada enrésinée par le pin maritime	80
2. Série multi-dates du NDVI de la subéraie de Haddada et surfaces enrésinées par le pin maritime	81
3. Déterminants de l'enrésinement de la subéraie de Haddada par le pin maritime	83
3.1. Relation entre la pente et l'enrésinement de la subéraie de Haddada par le pin maritime	83
3.2. Relation entre l'exposition et l'enrésinement de la subéraie de Haddada par le pin maritime	86
3.3. Relation entre le réseau hydrographique et l'enrésinement de la subéraie de Haddada par le pin maritime	87
3.4. Relation entre l'incendie et l'enrésinement de la subéraie de Haddada par le pin maritime	88
Discussion général	90
1. La dynamique de l'enrésinement des subéraies	90
Hypothèses sur l'origine de l'enrésinement	90
- Hypothèse 1 : «the storage effect » (l'effet de stockage)	90
- Hypothèse 2 : La colonisation depuis les écotones	91

- Hypothèse 3 : Le recru végétatif	91
Le type de colonisation	92
2. Rôle de la pente dans la dynamique de l'énrésinement	92
3. Rôle de l'exposition dans la dynamique de l'énrésinement	93
4. Rôle du réseau hydrographique dans la dynamique de l'énrésinement	93
5. Rôle des perturbations dans les dynamiques végétales	94
5.1. « Les perturbations : un facteur écologique fondamental »	94
5.2. Le cas particulier des incendies.....	97
5.3. Rôle des incendies dans la dynamique de l'énrésinement des subéraies.....	98
6. Scénarios et conséquences pour la biodiversité	100
Scénario 1 : L'énrésinement, une aubaine pour la biodiversité et une relance du cycle sylvigénétique	100
Scénario 2 : L'équilibre	101
Scénario 3 : L'énrésinement, une étape dans le processus d'érosion de la biodiversité	102
7. Le pin maritime : espèce invasive dans le monde	103
Recommandations et Perspectives de recherche.....	104
CONCLUSION.....	106

Références bibliographiques

Publication

Liste des Tableaux

Tableau 01 :	Les bandes spectrales et leurs applications	38
Tableau 02 :	Caractéristiques des images Landsat utilisées Pour les 3 sites	43
Tableau 03 :	Classes thématiques de la subéraie de Kissir	51
Tableau 04 :	Classes des pentes de la subéraie de Kissir	55
Tableau 05 :	Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des pentes (subéraie de Kissir)	55
Tableau 06 :	Expositions de la subéraie de Kissir	56
Tableau 07 :	Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des expositions (subéraie de Kissir)	57
Tableau 08 :	Classes thématiques de la subéraie de Seraïdi (station (1))	60
Tableau 09 :	Classes des pentes de la station (1) de la subéraie de Seraïdi	65
Tableau 10 :	Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des pentes (subéraie de Seraïdi – station (1))	65
Tableau 11 :	Expositions de la station (1) de la subéraie de Seraïdi	66
Tableau 12 :	Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des expositions (subéraie de Seraïdi – station (1))	67
Tableau 13 :	Classes thématiques de la subéraie de Seraïdi (station (2))	70
Tableau 14 :	Classes des pentes de la station (2) de la subéraie de Seraïdi	74
Tableau 15 :	Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des pentes (subéraie de Seraïdi – station (2))	74
Tableau 16 :	Expositions de la station (2) de la subéraie de Seraïdi	75
Tableau 17 :	Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des expositions (subéraie de Seraïdi – station (2))	76
Tableau 18 :	Classes thématiques de la subéraie de Haddada	80
Tableau 19 :	Classes des pentes de la subéraie de Haddada	84
Tableau 20 :	Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des pentes (subéraie de Haddada)	85
Tableau 21 :	Expositions de la subéraie de Haddada	87
Tableau 22 :	Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des expositions	87

Liste des Figures

Figure 01 :	Quercus suber (Image de l'encyclopaedie Wikipédia)	03
Figure 02 :	Distribution naturelle de l'aire géographique du chêne liège (Quezel et Médail, 2003)	05
Figure 03 :	Répartition du chêne liège dans le bassin méditerranéen (FAO, 2013)	05
Figures :	A : Arbres de pin maritime ; B : Tronc de pin maritime ; C : Aiguilles de pin maritime.....	15
Figure 04 :	Situation géographique des subéraies étudiées	34
Figure 05 :	Situation géographique et classes d'altitudes de la subéraie de Kissir	35
Figure 06 :	Situation géographique et classes d'altitudes de la subéraie de Seraïdi (station (1) et station (2))	36
Figure 07 :	Situation géographique et classes d'altitudes de la subéraie de Haddada	37
Figure 08 :	La subéraie de Kissir en 2020 enrésinée par le pin maritime	50
Figure 09 à 12 :	Série multi-dates du NDVI de la subéraie de Kissir de 1984 à 2019 et surfaces enrésinées	51
Figure 13 :	Détection des changements du NDVI entre 1984 et 1998	52
Figure 14 :	Détection des changements du NDVI entre 1998 et 2009	53
Figure 15 :	Détection des changements du NDVI entre 2009 et 2019.....	53
Figure 16 :	Classes des pentes et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Kissir	54
Figure 17 :	Expositions et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Kissir	56
Figure 18 :	réseaux hydrographiques et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Kissir	58
Figure 19 :	La station (1) de la subéraie de Seraïdi en 2020 enrésinée par le pin maritime	60
Figure 20 à 24 :	Série multi-dates du NDVI de la station (1) de la subéraie de Seraïdi de 1984 à 2019 et surfaces enrésinées	62
Figure 25 et 26 :	Détection des changements du NDVI entre 1984 - 1994 et 1994 – 2004	63
Figure 27 et 28 :	Détection des changements du NDVI entre 2004 - 2011 et 2011 – 2019	63
Figure 29 :	Classes des pentes et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (1) de la subéraie de Seraïdi	64

Figure 30 :	Expositions et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (1) de la subéraie de Seraïdi	66
Figure 31 :	Réseau hydrographique et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (1) de la subéraie de Seraïdi	68
Figure 32 :	La station (2) de la subéraie de Seraïdi en 2020 enrésinée par le pin maritime	69
Figure 33 à 37 :	Série multi-dates du NDVI de la station (2) de la subéraie de Seraïdi de 1984 à 2019 et surfaces enrésinées	71
Figure 38 et 39 :	Détection des changements du NDVI entre 1984 - 1994 et 1994 – 2004	72
Figure 40 et 41 :	Détection des changements du NDVI entre 2004 - 2011 et 2011 – 2019	72
Figure 42 :	Classes des pentes et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (2) de la subéraie de Seraïdi	73
Figure 43 :	Expositions et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (2) de la subéraie de Seraïdi	75
Figure 44 :	Réseau hydrographique et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (2) de la subéraie de Seraïdi	77
Figure 45, 46 et 47 :	NBR du massif de l'Edough en 1984, 1994 et 2011	78
Figure 48 :	La subéraie de Haddada en 2018 enrésinée par le pin maritime	80
Figure 49 à 52 :	Série multi-dates du NDVI de la subéraie de Haddada enrésinée par le pin maritime	81
Figure 53 :	Détection des changements du NDVI entre 1984 et 1994	82
Figure 54 :	Détection des changements du NDVI entre 1994 et 2004	82
Figure 55 :	Détection des changements du NDVI entre 2004 et 2018	83
Figure 56 :	Classes des pentes et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Haddada	84
Figure 57 :	Expositions et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Haddada	86
Figure 58 :	réseaux hydrographiques et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Haddada	88
Figure 59 :	NBR et surfaces envahies par le pin maritime	89

Résumé

Plusieurs subéraies du nord-est algérien sont sujettes à un enrésinement par le pin maritime, cette dynamique forestière qui a débuté dans les années 1980 est souvent citée parmi les facteurs de dégradation des subéraies algériennes mais n'a encore jamais fait l'objet d'étude.

Notre objectif est de connaître l'ampleur de l'enrésinement par l'élaboration de cartes de végétation, de comprendre sa dynamique et ses déterminants par l'élaboration de cartes chorologiques de pente, d'exposition, de réseau hydrographique et de surfaces incendiées. Pour cela nous avons opté pour une approche géomatique complétée par des enquêtes sur terrain.

Du point de vue des successions végétales, l'enrésinement d'une subéraie par le pin maritime est une dynamique régressive, le pin maritime étant une espèce pionnière pour la subéraie. L'hypothèse d'une colonisation depuis les écotones suite à une perturbation (ex. incendie), semble être la plus plausible pour expliquer son origine, et elle concorde avec la répartition de la végétation en mosaïque. La pente peut favoriser l'enrésinement, les subéraies étudiées étant majoritairement sur des pentes fortes et moyennes, plus sujettes à l'érosion du sol, au déficit hydrique et à l'assèchement de l'aire. Les expositions, nord-ouest, ouest et nord qui sont les plus touchées par l'enrésinement, nous renseignent que l'enrésinement peut concurrencer le Chêne-liège même sur ses expositions de prédilection. La chorologie de l'enrésinement paraît complètement indépendante du réseau hydrographique dans les subéraies étudiées, ce qui invalide l'hypothèse selon laquelle l'enrésinement pourrait progresser le long des zones alluviales par hydrochorie. Le rôle de l'incendie en particulier et des perturbations en général est évident comme étant le déclencheur du processus dynamique régressif (enrésinement). L'enrésinement des subéraies par le pin maritime illustre bien le paradigme « Patch dynamics ».

L'augmentation des incendies et la dégradation des conditions du milieu risquent d'accentuer l'enrésinement des subéraies voire l'installation d'une végétation semi-désertique par une série régressive. Une bonne conservation des subéraies envahies par le pin maritime, pourrait relancer le cycle sylvigénétique permettant la réinstallation du Chêne-liège par une succession secondaire.

Mots clés: Chorologie, dynamique végétale, enrésinement, géomatique, subéraie

Abstract

Several cork oak forests in the northeast of Algeria are subject to a coniferisation by the maritime pine, this forest dynamic that began in the 1980s is often cited as one of the degradation factors of the Algerian cork oak forests, but has never been studied.

Our objective is to know the extent of the coniferization by a vegetation mapping, understand its dynamics and its determinants by a chorological mapping of slope, exposure, hydrography and burnt surfaces. Therefore, we applied a geomatics approach with field surveys.

From the plant succession's point of view, the invasion of a cork oak forest by the maritime pine is a regressive dynamic, the maritime pine being a pioneer specie for the cork oak forest. The hypothesis of a colonization from ecotones following a disturbance (eg: fire), seems to be the most plausible to explain its origin, and it agrees with the distribution of vegetation as a mosaic. The slope can favor the coniferization, the studied cork oak forests being mainly on steep and medium slopes, more prone to soil erosion, water deficit and air drying. The north-west, west and north exposures which are most affected by the coniferization, shows that the maritime pine can compete with the cork oak even on its preferred exposures. The chorology of the coniferization appears to be completely independent of the hydrographical network, his reject the hypothesis according to which the coniferization of the studied cork oak forests could progress along the alluvial zones by hydrochory. The role of the fire in particular and disturbances in general is evident as being the trigger for the regressive dynamic process (coniferization). The coniferization of cork oak forests by the maritime pine is a good illustration of the "patch dynamics" paradigm.

The increase of fires and the degradation of environmental conditions can favorize the coniferization or even the establishment of semi-desert vegetation by a regressive series. A good conservation of the cork oak forests invaded by the maritime pine could restart the sylvigenetic cycle allowing the reinstallation of the cork oak by a secondary succession.

Keywords : Chorology, Plant dynamics, Coniferization, geomatics, cork oak forest

ملخص

تتعرض العديد من غابات البلوط الفليني في شمال شرق الجزائر لغزو من قبل الصنوبر البحري ، وغالبًا ما يتم الاستشهاد بهذه الديناميكية التي بدأت في الثمانينيات ضمن عوامل تدهور غابات البلوط الفليني الجزائرية ولكنها لم تكن موضوعًا للدراسة بعد.

هدفنا هو معرفة نطاق هذا التغيير من خلال تصميم خرائط الغطاء النباتي ، و فهم ديناميكيته ومحدداته من خلال تصميم خرائط العوامل : نسبة الإنحدار ، إتجاه المنحدرات ، الشبكة المائية و المساحات المحروقة. لذلك إعتدنا مقارنة الجيوماتكس مع تحريات ميدانية.

من وجهة نظر تعاقب النبات ، يعتبر غزو الصنوبر البحري لغابات البلوط الفليني ديناميكية تراجعية ، حيث يعتبر الصنوبر البحري من الأنواع الرائدة التي تظهر قبل البلوط الفليني. يبدو أن فرضية الغزو من حدود النظام البيئي بعد حدوث اضطراب (مثل : الحريق) ، هي الأكثر منطقية لتفسير مصدر الصنوبر البحري ، و هي تتفق مع التوزيع الفسيفسائي للنبات. قد تساعد نسبة الإنحدار الصنوبر البحري في الغزو، حيث أن غابات البلوط الفليني المدروسة هنا تتواجد بشكل أساسي على منحدرات شديدة ومتوسطة ، أكثر عرضة للتعرية ونقص الماء و نقص الرطوبة. تخبرنا التعرضات الشمالية الغربية و الشمالية الغربية الأكثر تأثرا بالغزو، أن الصنوبر البحري يمكن أن ينافس البلوط الفليني حتى فوق تعرضاته المفضلة. أما عن الشبكة الهيدروغرافية فتوزع الصنوبر البحري يظهر مستقلا تمامًا عنها في الغابات المدروسة هنا ، مما ينفي الفرضية التي تقرن توسعه بمجاري المياه. يتضح دور الحرائق بشكل خاص والاضطرابات بشكل عام على أنها العامل المتسبب في الديناميكية التراجعية (الغزو الصنوبري) . غزو الصنوبر البحري لغابات البلوط الفليني مثال جيد لنموذج " *Patch dynamics* ."

تزايد الحرائق وتدهور الظروف البيئية قد يزيد من غزو الصنوبر البحري لغابات البلوط الفليني أو حتى ظهور نباتات شبه صحراوية من خلال السلسلة التراجعية. أما الحماية الجيدة لهذه الغابات قد تسمح بإعادة تثبيت بلوط الفلين من خلال تعاقب نباتي ثانوي.

الكلمات المفتاحية : خرائط العوامل ، ديناميكية النبات ، الغزو الصنوبري ، الجيوماتكس ، غابة البلوط الفليني

Introduction

Introduction générale

Dans le contexte de ces dernières décennies de changement climatique et d'érosion de la biodiversité, les dynamiques végétales et forestières sont une thématique des plus fondamentales en écologie, tant par la nécessité scientifique de prendre le pouls de la planète à travers un de ses écosystèmes les plus élaborés, qu'est la forêt, que par l'urgence de comprendre et d'agir pour préserver une biodiversité plus vulnérable d'année en année.

Les forêts méditerranéennes, hotspot de biodiversité, subissent de plein fouet ces changements globaux et paraissent fragilisées, moins résilientes et menacées tant les facteurs de dégradation se font plus pressants : augmentation des incendies, anthropisation, surpâturage, sécheresse, changements climatiques...etc. La subéraie, un des emblèmes de la méditerranée occidentale, n'échappe pas à ces menaces et aux dynamiques qui risquent de la fragiliser.

Des subéraies dans le nord-est algérien sont sujettes, ces dernières décennies, à un enrésinement par le pin maritime, souvent cité parmi les principales causes de leur dégradation (Ouelmouhoub, 2005 ; Raachi, 2007 ; Aouadi et al., 2010 ; Letreuch-Belarouci et al., 2010 ; Dehane, 2011 ; Amoura, 2017).

Les dynamiques forestières impliquant des espèces invasives est une des problématiques fondamentales d'écologie forestière. L'étude d'une espèce invasive dans un lieu donné permet une meilleure évaluation de son potentiel invasif dans d'autres lieux (Tassin et al., 2007). Les essences ligneuses invasives sont celles qui causent le plus de dommages au fonctionnement des écosystèmes (Binggeli, 1996 ; Cronk, Fuller, 1995 ; Rejmanek et al., 2005), parmi lesquelles les exotiques inquiètent souvent plus que les autochtones, or ces dernières aussi sont indicatrices des changements en cours et nécessitent tout autant d'attention.

Selon Quézel (1990), il est rare que les enrésinements naturels soient évalués correctement quel qu'en soit l'élément déclencheur. L'enrésinement par le pin maritime des subéraies du nord-est algérien n'a encore jamais fait l'objet d'études. Notre travail porte sur l'enrésinement de trois subéraies du nord-est algérien : Kissir dans la wilaya de Jijel, Seraïdi dans la wilaya de Annaba et Haddada dans la wilaya d'El-Tarf.

Notre objectif est de connaître l'ampleur de l'enrésinement par l'élaboration de cartes de végétation, de comprendre sa dynamique et ses déterminants par l'élaboration de cartes chronologiques de pente, d'exposition, de réseau hydrographique et de surfaces incendiées.

Pour l'élaboration de cette cartographie nous avons opté pour une approche géomatique complétée par des enquêtes sur terrain.

Synthèse

Bibliographique

I. Caractéristiques du Chêne-liège

1. Généralités

Le Chêne-liège (*Quercus suber* L.), est un arbre sempervirent du genre *Quercus*, de la famille des Fagacées. Il est autochtone autour de la méditerranée occidentale (Quézel et Santa, 1962-1963) et déborde au Portugal et au Maroc le long de la façade atlantique (Bekdouche, 2010). Il peut vivre 150 à 200 ans, voire 800 ans et atteindre 20 à 25 m de haut, mais généralement il ne dépasse pas 12 à 15 m. Il présente un tempérament strictement calcifuge et requiert des températures moyennes annuelles douces (de 12 à 19 °C).

Ses feuilles sont petites (3 à 5 cm), alternes, coriaces, ovales-oblongues, bordées de dents épineuses et cotonneuses sur leur face inférieure, et persistent sur l'arbre pendant deux à trois ans. Ses fleurs sont jaunâtres, elles s'épanouissent au printemps (avril - mai), les fleurs mâles (en chatons) et femelles (minuscules) sont séparées sur le même pied. Ses glands oblongs, enveloppés sur la moitié de leur longueur par les cupules, sont réunis par deux sur des pédoncules courts et renflés (Figure 01). Son écorce épaisse, isolante et crevassée peut atteindre 25 cm d'épaisseur.

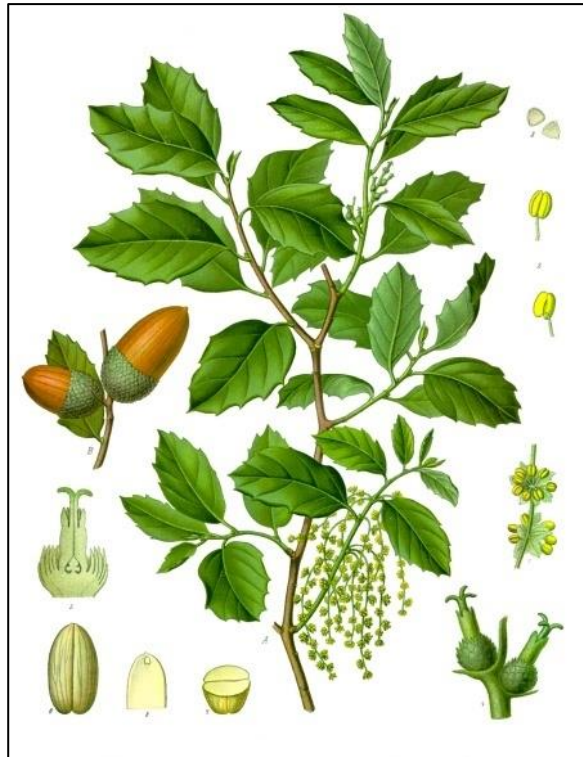


Figure 01 : *Quercus suber* (Encyclopédie Wikipédia - List of Koehler Images - 1897)

La taxonomie du Chêne-liège, selon APG III (Chase et Reveal, 2009), classification phylogénétique établie par l'*Angiosperm Phylogeny Group*, est la suivante :

Règne: *Plantae*

Clade : Angiospermes

Clade : Dicotylédones vraies

Clade : Noyau des Dicotylédones vraies

Clade : Rosidées

Clade : Fabidées

Ordre : Fagales

Famille : *Fagaceae*

Genre : *Quercus*

Espèce : *Quercus suber* L., 1753

La classification phylogénétique a établi un lien entre le Chêne-liège et trois autres espèces asiatiques de chêne, toutes à feuilles caduques (*Quercus cerris*, *Quercus acutissima* et *Quercus variabilis*) (Manos et Stanford, 2001), d'autres études génétiques suggèrent une origine évolutive orientale à son aire de répartition actuelle (Lumaret *et al.*, 2005), selon (Amandier, 2002) ce sont les grandes glaciations du quaternaire qui l'ont refoulé dans les pays du Sud (Espagne et Italie). Bien que des fossiles des ancêtres du Chêne-liège aient été trouvés en France, en Pologne, en Roumanie, en Bulgarie, en Turquie et en Géorgie (Bellarosa 2000), son origine reste sujette à débat (Magri *et al.*, 2007).

- Répartition géographique du Chêne-liège

La subéraie mondiale est répartie sur sept pays de la méditerranée occidentale (Figure 02). Sa dégradation, due aux changements climatiques et aux pressions anthropiques, et sa définition même qui diffère selon les auteurs, font qu'il y ait des disparités dans l'estimation de sa superficie (Bekdouche, 2010). Le berceau d'origine du chêne liège est situé dans la région méditerranéenne donc, bien qu'il puisse prospérer dans d'autres régions qui présentent les mêmes

caractéristiques climatiques dont la principale est l'absence du gel hivernal (IPROCOR, 1999 ; Aronson *et al.*, 2009).

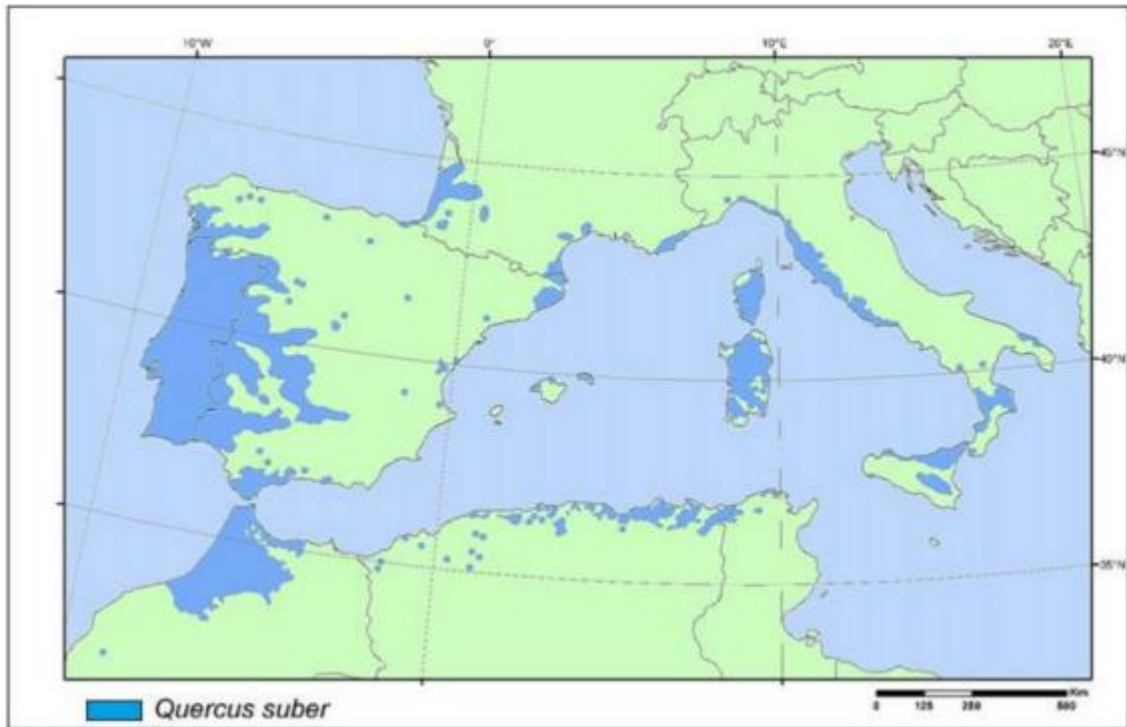


Figure 02 : Distribution naturelle de l'aire géographique du Chêne-liège (Quezel et Médail, 2003)

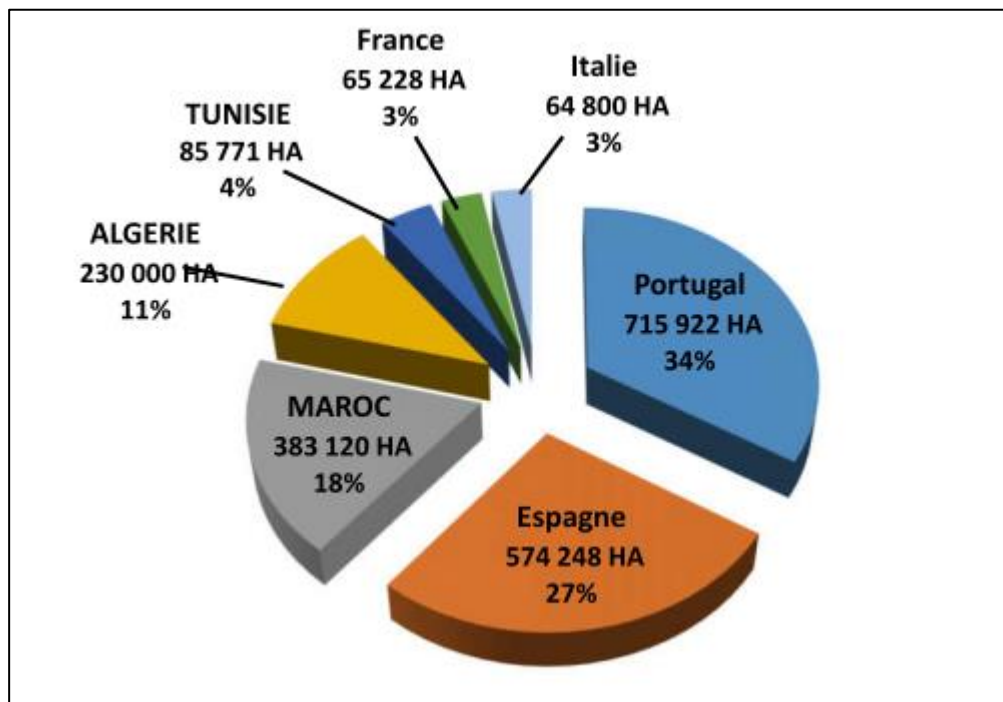


Figure 03 : Répartition du Chêne-liège dans le bassin méditerranéen (FAO, 2013)

Le Chêne-liège est zonal. On le trouve bien depuis le bord des eaux jusqu'aux rochers, dans presque tous les milieux (Amandier, 2002). Pendant longtemps, les biogéographes et les phytosociologues l'ont même considéré comme climacique tant il donnait l'illusion de régner sur son étage de végétation (Amandier, 2002). Depuis les années 60, beaucoup de subéraies ont été abandonnées par l'homme et l'on constate qu'à la différence d'une espèce véritablement climacique, le Chêne liège ne résiste pas à la concurrence de plus grands que lui, à savoir le Chêne vert, le Chêne blanc et même les grandes espèces du maquis telles que l'Arbousier (Amandier, 2002).. En l'absence d'intervention de l'homme, la subéraie est une forêt menacée de disparition. Forêt à la fois zonale et très liée à l'action de l'homme, la subéraie apparaît ainsi sur le plan écologique comme assez unique et très originale (Bekdouche, 2010). La surface actuelle occupée par le chêne-liège en Afrique du Nord est probablement inférieure à 30 % de sa superficie potentielle à cause du surpâturage, incendies et absence d'aménagement (Charco, 1999).

Au siècle dernier, le chêne-liège a été introduit artificiellement dans plusieurs pays en dehors de la région méditerranéenne, comme un arbre ornemental d'ombrage et de curiosité botanique ou dans l'espoir de générer la production de liège local (Bekdouche, 2010). Raisonnablement, une bonne acclimatation a été observée en Bulgarie (Petrov et Genov, 2004), la Nouvelle-Zélande (Mac Arthur, 1994), le Sud de l'Australie, le Chili et la Californie (Bekdouche, 2010).

2. Autoécologie du Chêne-liège

Le Chêne-liège est l'une des essences la plus adaptée aux particularités contraignantes du climat méditerranéen, il occupe une place bien particulière au sein de la forêt méditerranéenne (Amandier, 2002). Son écologie le cantonne aux sols dépourvus de calcaire, aux conditions climatiques relativement modérées du littoral : hivers doux, sécheresse estivale tempérée par une certaine humidité atmosphérique (Amandier, 2002). C'est une essence zonale, c'est à dire qui est liée à un type de climat thermique (Amandier, 2002). Il est présent dans l'étage thermoméditerranéen de la frange littorale, il occupe tout l'étage mésoméditerranéen et parvient quelquefois à se maintenir dans le supraméditerranéen (Amandier, 2002).

Le Chêne-liège est une essence héliophile, c'est à dire de pleine lumière et exigeant une forte insolation (Bekdouche, 2010). La cohabitation avec d'autres essences est possible, mais c'est en peuplement pur qu'il se développe le mieux (Bekdouche, 2010).

Le Chêne-liège est thermophile: il pousse donc sous des climats tempérés (températures moyennes annuelles comprises entre 13 et 16 °C) à hivers doux, car il craint les fortes gelées persistantes et a besoin d'une période de sécheresse en été pour prospérer (Bekdouche, 2010). Blanco *et al.* (1997) estiment que le Chêne-liège se développe bien dans les régions recevant une pluviométrie moyenne annuelle supérieure à 600 mm et une température moyenne annuelle de l'ordre de 15 °C. Maire (1926) écrit que le chêne-liège est très exigeant vis-à-vis de la température. Il ne se développe que sous un climat relativement chaud où la moyenne annuelle des températures reste comprise entre 11 et 17 °C. Le Chêne-liège ne supporte pas des températures faibles, en effet, une température minimale du mois le plus froid (m) inférieur à 0, lui est fatale (Bekdouche, 2010).

L'humidité est également un facteur limitant, car bien qu'étant xérophile, le Chêne-liège nécessite une humidité atmosphérique d'au moins 60 %, même en saison sèche, et d'une pluviométrie allant de 500 à 1200 millimètres par an (Bekdouche, 2010). Ces conditions ne se rencontrent que près de la mer en région méditerranéenne, et jusqu'à 200 ou 300 km à l'intérieur des terres sur la façade atlantique (Bekdouche, 2010). Dans l'étude phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie présentée par Maire (1926), il écrit que le *Quercetum suberis* ne se développe que dans les régions à fortes précipitations, il est d'autant plus luxuriant que les précipitations sont plus fortes. Ce sont justement là les caractéristiques climatiques de la région Nord-est de l'Algérie en allant de la Kabylie jusqu'à El Kala (Bekdouche, 2010). Ces exigences varient néanmoins selon les particularités des stations qu'il colonise : exposition (nord / sud), topographie (sommet, fond de vallon), proximité de la mer... etc. (Bekdouche, 2010).

Le dernier facteur déterminant dans la distribution de la subéraie est le sol, le Chêne-liège est une espèce calcifuge stricte se plaisant sur tous les substrats siliceux et acides (schistes, grès, gneiss, granite), et craignant l'hydromorphie (Bekdouche, 2010). Il s'accommode de sols peu fertiles, superficiels ou lourds (riches en argiles), mais recherche plutôt des textures légères (sables), biens aérées et riches en matière organique (Aime, 1976). Sauvage (1961) écrit à cet effet, que les granites, les gneiss, les micaschistes ou les grès à ciment siliceux, argileux ou même calcaire constituent les roches favorables au Chêne-liège, car elles présentent des

caractéristiques sableuses. Les calcaires et les marnes l'excluent au profit d'autres espèces mais quelques intercalations argileuses ou même marneuses n'éliminent pas le Chêne-liège quand il rencontre de bonnes conditions climatiques (Bekdouche, 2010).

Le Chêne-liège présente une grande plasticité vis-à-vis de l'altitude (Bekdouche, 2010). Il se développe depuis le niveau de la mer jusqu'à 1650 m. Pausas *et al.*, (2009) écrit que le Chêne-liège végète bien au-delà de 800 m d'altitude dans toute son aire de distribution. En Algérie, sa limite supérieure est de 1500 m (Khelifi, 1987). Au Maroc, il est signalé par Sauvage (1961) en mélange avec le cèdre à 1900 m dans le Rif. En Tunisie, (Debazac, 1959) distingue pour la Kroumirie une succession de trois étages de végétation : l'étage inférieur (entre 400 – 500 m) correspondant au faciès à lentisque, l'étage de basse montagne (entre 500 et 1000 m) caractérisé par le faciès à cytise et l'étage montagnard supérieur à 1000 m.

3. Spécificités de la subéraie

La subéraie, lorsqu'elle est bien conservée, constitue un des écosystèmes naturels les plus complexes et développés du territoire méditerranéen (Bekdouche, 2010). Dans leur état naturel, ces écosystèmes forestiers méditerranéens présentent une grande diversité dans la strate arbustive, puisque nous rencontrons divers faciès ou variantes selon la dominance des espèces (Bekdouche, 2010). Ces faciès sont le fruit de la résultante de divers facteurs écologiques tel que : les perturbations, la topographie, la température, la nature du sol...etc. (Bekdouche, 2010).

Les forêts sclérophylles à *Quercus suber* ont une grande singularité fonctionnelle, puisqu'elles sont adaptées à un stress climatique multiple, qui se définit par un froid hivernal, une irrégularité pluviométrique et une coïncidence de la période de sécheresse maximum avec de très hautes températures (Bekdouche, 2010). Du point de vue édaphique, le manque de nutriments agit comme facteur contribuant à renforcer sa forte singularité ou identité. De telle sorte que tous les mécanismes fonctionnels qui surgissent dans cette communauté sont amenés à maintenir un contrôle rigoureux pour l'économie hydrique et des nutriments, parfaitement adaptés au climat et au sol (Bekdouche, 2010).

Le feuillage du Chêne-liège est assez léger et la subéraie dans son état optimal est un peuplement forestier relativement clair où les arbres ne couvrent qu'environ 60% du terrain (Bekdouche, 2010). La lumière du soleil peut ainsi parvenir en suffisance aux strates basses,

cette structure horizontale permet l'éclaircissement du sol (Bekdouche, 2010). Ainsi, sous la subéraie peut se développer un sous-bois assez riche : ligneux bas et de nombreuses espèces herbacées, comportant à la fois des espèces sciaphiles (d'ombre) et des espèces héliophiles (de lumière) (Bekdouche, 2010). Cette richesse spécifique se conjugue avec une certaine originalité écologique. Les sols portant le Chêne-liège étant dépourvus de calcaire et généralement acides. A côté d'espèces méditerranéennes assez ubiquistes telles que *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea latifolia* et *Cistus monspeliensis*, on trouve des espèces plus strictement inféodées aux sols acides telles que *Erica arborea*, *Arbutus unedo*, *Lavandula stoechas* ...etc. (Bekdouche, 2010).

Le Chêne-liège n'est pas climacique : il est supplanté à long terme par d'autres essences dryades telles que le Chêne vert, le Chêne pubescent ou même, à défaut, par l'Arbousier. Spontanément, il se régénère très difficilement par semis. A ce titre, il n'est pas non plus une essence pionnière telle que les pins et il apprécie le léger couvert de ces derniers pour s'installer. On pourrait le qualifier de post-pionnier (Amandier, 2004).

Par ailleurs, l'écosystème subéraie se distingue par sa grande résilience, sa grande résistance à des agressions telles que l'incendie. En effet, en quelques années, les plaies du feu sont encore visibles mais la végétation, la flore et la faune retrouvent un état proche de l'initial (Amandier, 2002).

La principale menace pour la subéraie est la dynamique végétale naturelle qui, en cas de non-gestion, a tendance à fermer le couvert et à éliminer le Chêne-liège ainsi que la flore héliophile qui lui est associée. La subéraie a besoin de l'homme; c'est là sa grande originalité mais aussi sa faiblesse (Amandier, 2002).

3.1. Les groupements de la subéraie

Nous distinguons au niveau de la subéraie trois principaux groupements (Bekdouche, 2010) :

- Le groupement à cytise, qui couvre des versants situés le plus souvent à plus de 500 m d'altitude. C'est un groupement à caractère mésoméditerranéen et humide.
- Le groupement à bruyère arborescente et lentisque, mais sans chêne-kermès qui couvre les versants situés à moins de 500 m d'altitude dans les régions intérieures. C'est un groupement à caractère thermo méditerranéen, humide, sublittoral à semi-continentale.

- Le groupement à lentisque et chêne-kermès s'étend à basse altitude dans les régions littorales à sublittorales. C'est un groupement à caractère thermoméditerranéen, humide et maritime.

Dans tous ces groupements, il est possible de distinguer des variantes maritimes à myrte, des formes subhumides à semi-aride appauvries et divers faciès morpho-pédologiques (Bekdouche, 2010).

Les groupements de la subéraie forment deux étages altitudinaux (Bekdouche, 2010) :

- L'étage mésoméditerranéen correspond à la subéraie à cytise, qui s'étend en général à partir de 500 m d'altitude. Sous l'influence de l'altitude et du relief, cette subéraie est particulièrement humide et connaît en hiver un relatif rafraîchissement des températures.

- L'étage thermoméditerranéen regroupe les subérais de basse altitude où le lentisque est abondant. La modération relative des pluies est combinée avec des conditions thermiques plus chaudes. Les groupements et les faciès à chêne-kermès et à myrte individualisent les nuances maritimes de la subéraie.

La subéraie résulte avant tout de l'association entre *Quercus suber* et *Erica arborea*, ce sont là les deux espèces les plus caractéristiques d'un groupe acidiphile, de large répartition sur les terrains siliceux et de bioclimat humide à subhumide (Bekdouche, 2010).

Ce groupe comprend entre autres : *Cistus salviifolius*, *Arbutus unedo*, *Clinopodium vulgare*, *Lavandula stoechas*, *Tuberaria commutata*, *Erica scoparia* et *Daphne gnidium* (Bekdouche, 2010).

La dégradation favorise aussi les espèces suivantes caractéristiques des sols décapés : *Cistus monspeliensis*, *Bellis sylvestris*, *Ampelodesmos mauritanicum*, *Hypochaeris radicata*, *Briza maxima*, *Aira tenorei*, *Festuca coerulea*, *Hedysarum coronarium*, *Cynosurus echinatus* et *Stachys ocymastrum* (Bekdouche, 2010).

A basse altitude, et dans des conditions plus marquées par la sécheresse, ce groupe lié à la dégradation de la végétation et du sol est renforcé par : *Hypericum humifusum*, *Hyparrhenia hirta*, *Erica multiflora* et *Fumana thymifolia* (Bekdouche, 2010).

Les faciès forestiers, souvent avec une densité très appréciable en Chêne-liège et ayant un couvert arbustif dense, se distinguent par les espèces humicoles suivantes liées à la constitution d'un sol riche en matière organique et plus au moins épais : *Viburnum tinus*, *Smilax aspera*,

Crataegus monogyna, *Discorea communis*, *Lathyrus tingitanus*, *Rubusulmifolius*, *Melica minuta*, *Pteridium aquilinum*, *Trifolium bocconeii*, *Brachypodium sylvaticum*, *Rubia peregrina*, *Asplenium adiantum-nigrum* et *Cyclamen africanum* (Bekdouche, 2010).

Les stations les plus fraîches enregistrent la présence de certaines espèces typiques des zénaies, et qui caractérisent des formes de transition avec la zénaie : *Quercus canariensis*, *Prunella vulgaris*, *Ranunculus ficaria*, *Luzula forsteri* (Bekdouche, 2010).

A basse altitude se développe largement les espèces suivantes, qui caractérisent les subéraies à lentisque et à chêne-kermes : *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea latifolia*, *Quercus coccifera*, *Chamaerops humilis*, *Myrtus communis*, *Teucrium fruticans*...etc (Bekdouche, 2010).

A une altitude supérieure à 500 m, s'affirme le groupe caractéristique suivant qui distingue la subéraie à cytise : *Cytisus villosus*, *Galium rotundifolium ssp. rotundifolium*, *Rhaponticoides africana*, *Chrysanthemum fontanesii*...etc (Bekdouche, 2010).

3.2. Facteurs de dégradation de la subéraie

Les forêts méditerranéennes constituent un milieu naturel fragile profondément perturbé par les utilisations multiples (Quezel et Barbero, 1990)

Les causes de la régression de la subéraie sont nombreuses, Bouhraoua (2013) et Aafi (2007) citent :

- Le vieillissement des peuplements et une régénération naturelle déficiente ;
- Un enrésinement des peuplements (par le pin d'Alep et le pin maritime) ;
- L'absence de travaux sylvicoles (embroussaillage et abandon des forêts) ;
- Manque de plans de gestion subéricole ;
- Mauvaise exploitation du liège ;
- Attaques parasitaires : *Platypus cylindrus* ;
- Récurrence des incendies.

3.3. La subéraie face aux incendies

La subéraie subissait des incendies plus ou moins violents depuis une longue date, néanmoins elle persiste grâce à sa forte résistance, en effet, quelques semaines après le feu, des rejets et des drageons apparaissent en abondance (Bekdouche, 2010).

L'intensité du feu peut être appréciée par des indices indirects : degré de calcination de la végétation, importance des chicots résiduels, aspect de la surface du sol brûlée plus ou moins profondément. L'observation des Chênes lièges et de la façon dont ils "repartent" après le feu peut fournir des indications assez précises, utilisables pour pronostiquer leurs chances de survie (Bekdouche, 2010).

Si le Chêne-liège est capable de résister à des incendies parfois violents, c'est grâce à l'épaisseur et à la structure de son écorce (présence d'une multitude de compartiments étanches remplis d'air). En effet, en terme thermique, le tissu subéreux figure parmi les substances douées de la plus haute capacité isolante. L'écorce liégeuse du chêne-liège est donc sa meilleure assurance vie (Bekdouche, 2010).

Le fait de le démascler et de lui ôter cette protection si précieuse aura pour conséquence directe de rendre plus vulnérable le peuplement en cas d'incendie même de faible puissance. Fricout (1913) et Bouarbi (1936) écrivaient à propos de la forêt de Mizrana que si un incendie survenait pendant les trois premières années qui suivent l'écorçage, la plus grande partie des arbres écorcés pourrait être considérée comme perdue (Bekdouche, 2010).

Malgré la perte de tout son houppier et un aspect carbonisé, le Chêne-liège possède un important pouvoir de récupération, ce qui fait qu'avant de décider de couper un arbre il faut s'assurer de sa viabilité future. Il est préférable d'attendre le printemps et même le deuxième automne pour évaluer l'état sanitaire de chaque sujet. Ainsi, si le liège protège très efficacement les chênes contre les incendies, ces derniers sont par contre très sensibles aux incendies quand ils ont été récemment récoltés (Bekdouche, 2010). Dans l'éventuelle coupe rase ou mortalité après incendie de forte intensité, la régénération n'est possible que par rejets de souche, la régénération naturelle par voie sexuée n'aboutit pas (Boudy, 1950). En effet, malgré la germination des glands parfois en abondance, les semis ne résistent pas à la sécheresse estivale (Bekdouche, 2010).

3.4. Problématique de la régénération du Chêne-liège

Dès les années cinquante, il a été admis que le Chêne-liège se régénère mal et que la régénération naturelle est aléatoire et délicate (Boudy, 1952 ; Marion 1955 in Yahiaoui, 2015). D'autres auteurs (Amandier, 2011 ; Nsibi *et al*, 2006), signalent aussi la difficulté de réussir la régénération de cette espèce. Ainsi les jeunes semis ne peuvent supporter la saison sèche plus

de deux à trois ans et sont généralement détruits par les vents chauds, la fermeture des peuplements (Alili, 1982), le surpâturage...etc. Les glands, source principale de repeuplement, subissent eux même de grandes pertes au sol et sur l'arbre, et ce en raison de prédatons multiples, de rongeurs, d'oiseaux, d'insectes, de l'homme et de ses animaux (Labadi-Mecherri et Illoul, 2016). A tout cela, il faut Ajouter les irrégularités et la faiblesse des glandées (Boudy ,1955 ; Torres, 1998, Nsibi 2005 in Bouchaour *et al*, 2015). Pour pallier à cette problématique, et parce que le Chêne-liège n'est pas une espèce climacique, le gestionnaire doit intervenir par des actions sylvicoles appropriées pour la reconstitution de ces espaces (Amandier, 2011).

Quezel et Médail (2003) et Messaoudène (2008), précisent aussi pour leurs parts que dans plusieurs cas, les opérations de reboisements constituent un des éléments clés de la restauration et de la régénération des forêts méditerranéennes. Cette restauration des peuplements peut se réaliser par une assistance à la régénération naturelle, par rejet de souche ou drageonnage et par une régénération artificielle et assistée (Labadi-Mecherri et Illoul, 2016).

- **La régénération naturelle**

La régénération naturelle par semis du Chêne-liège constitue l'une des techniques pouvant garantir la pérennité des subéraies si des conditions écologiques, anthropiques et techniques favorables sont réunies (Labadi-Mecherri et Illoul, 2016). Cependant, l'absence ou la faible régénération dans les subéraies, est un problème largement constaté, dans les deux rives de la méditerranée ; elle a fait l'objet de plusieurs études dont plusieurs sont citées par Torres (1998). La réussite de la régénération naturelle dépend en effet de l'accomplissement global et successif, d'un certain nombre d'étapes. Le non-accomplissement d'un seul maillon de cette chaîne, peut entraîner l'échec de la régénération naturelle (Hawley et Smith, 1972). Ces étapes sont (Labadi-Mecherri et Illoul, 2016) :

a. Existence de semences viables : dépendant de plusieurs facteurs, tels que :

- Le cycle des fructifications (l'âge de fructification du chêne liège n'intervient qu'entre 15 - 20 ans) ;
- Fréquence des fructifications, abondance et la qualité des semences : le chêne liège est connu pour sa fructification irrégulière et alternante ; dans chaque période de dix ans il n'y a que deux ou trois glandées abondantes, qui correspondent en général à des années à printemps pluvieux (Torres, 1998). La conservation des glands est elle aussi difficile,

les glands conservent leur capacité germinative d'un à deux mois uniquement (Varela, 1985).

- Phénomène de prédation des réserves de glands par les animaux et le bétail.

b. Réceptivité du sol pour la germination des graines :

Elle atteint son optimum avec des sols aérés qui s'humidifient avec les pluies d'hiver et cèdent une partie de cette eau aux glands. Ces sols ne doivent pas être compactés par le piétinement du bétail.

c. Milieu forestier favorable à la survie et au développement des nouveaux plants.

Une fois que les arbres ont produit des glands viables et que ceux-ci ont pu germer, il doit y avoir un milieu qui permet la survivance et le développement des nouvelles plantules jusqu'à ce qu'elles puissent prendre l'allure arborée. Ces conditions du milieu sont en rapport avec les conditions estivales (sécheresse), abroutissements et piétinement du bétail, présence de vers blancs, concurrence de la végétation...etc. (Labadi-Mecherri et Illoul, 2016).

Cependant Torres (1998) cite que « Parmi tous les facteurs du milieu qui peuvent retarder le développement de la régénération de chêne liège ou même provoquer leur mort, il parait que la consommation de la part des grands herbivores, sauvages ou domestiques, est le facteur déterminant ».

- **Régénération par rejet de souche**

Le Chêne-liège a la faculté de rejet de souche ou de racine jusqu'à un âge assez avancé, estimé à 110 - 120 ans, dans de bonnes stations, ou 70 - 90 ans pour les stations qui ont quelques limitations (Boudy, 1955 ; Torres ,1998).

Les arbres issus des rejets de souche ont une moindre longévité que ceux issus des glands, à partir d'un certain âge, ils supportent moins les déliègeages et ils sont plus susceptibles face aux influences climatiques défavorables, aux attaques d'insectes et aux maladies (Labadi-Mecherri et Illoul, 2016). Si cette méthode présente une alternative intéressante (Guetas, 2013), en particulier en raison de la faible régénération naturelle et de l'échec important des plantations, il reste que la majorité des auteurs préconisent de renouveler le peuplement soit grâce à la régénération naturelle, si c'est possible, soit par la plantation ou semis des glands, sous peine d'arriver au dépérissement du peuplement (Boudy, 1952 ; Torres 1998). Il y a lieu

de préciser aussi que le Chêne-liège drageonne sur des racines superficielles ayant subi un traumatisme (Labadi-Mecherri et Illoul, 2016).

II. Caractéristiques du pin maritime

1. Généralités

Le pin maritime (*Pinus pinaster*) est un résineux au fût flexueux qui peut atteindre 30 mètres de hauteur et un mètre de diamètre avec une cime étalée et peu compacte. Il a une longévité élevée. Dans la pratique sylvicole, il est exploité à partir de 45 à 50 ans. Son tronc est recouvert d'une écorce très épaisse et profondément crevassée, de couleur brun violacé. Les aiguilles, groupées par deux, longues de 10 à 20 cm, sont rigides et légèrement piquantes. Les bourgeons sont gros et aigus, à écailles brunes (CNPF, 2010).

La floraison du pin maritime a lieu en avril mai. Les fruits sont des cônes faiblement pédonculés, gros, de 10 à 18 cm de long, brun luisant. (CNPF, 2010)



Figure : A : Arbres de pin maritime ; B : Tronc de pin maritime ; C : Aiguilles de pin maritime

Le bois du pin maritime a des usages variés : pâte à papier, caisserie, poteaux, meubles, parquets, lambris, panneaux de particules, etc...Le gemmage du pin maritime est une activité en

voie de disparition. Tout comme le pin d'Alep, la résine du pin maritime est utilisée pour la confection de l'essence de térébenthine (REM – SYCO).

- Taxonomie du pin maritime

Règne : *Plantae*

Division : *Pinophyta*

Classe : *Pinopsida*

Ordre : Pinales

Famille : *Pinaceae*

Sous-famille : *Pinoideae*

Genre : *Pinus*

Espèce : *Pinus pinaster* Aiton, 1789

Il existe de nombreuses races géographiques de pins maritimes (REM – SYCO) :

- La race atlantique (région landaise), à tronc généralement flexueux,
- Le pin mésogéen, méditerranéen, à tronc plus droit,
- Le pin de Corte, en Corse.

2. Autoécologie du pin maritime

Le pin maritime est une essence de pleine lumière qui demande une légère humidité de l'air et une pluviométrie d'au moins 600 mm/an. Il supporte la sécheresse estivale. Il craint les gelées précoces et brutales, les grands froids prolongés. Assez frugal, le pin maritime croît sur des sols acides et pauvres. Il accepte les sols à engorgement temporaire marqué bien qu'il préfère les sols profonds et bien drainés. Par contre, il ne tolère pas le calcaire (CNPF, 2010).

- **Les ennemis du pin maritime** (CNPF, 2010) :
 - Les insectes : Les scolytes se développent sous l'écorce provoquant des mortalités. En cas d'attaque massive, la seule méthode préventive est la récolte rapide des arbres

lorsque ceux-ci sont encore verts. L'hylobe est à craindre dans les jeunes plantations. En prévention, il est conseillé d'attendre deux ans avant toute replantation derrière un peuplement résineux et d'utiliser des plants traités en pépinière. La chenille processionnaire provoque des défeuillaisons, parfois totales. Cela entraîne des pertes de croissance et un affaiblissement de l'arbre. Cette chenille est urticante et allergène. La pyrale du tronc rend sensible les arbres au vent. La mineuse des bourgeons provoquent des déformations de la tige.

- Les champignons : Fomès, armillaire, rouilles diverses, entraînent des dépérissements diffus ou par trouées dans les peuplements.
- Le grand gibier : le pin maritime est peu sensible aux abrouissements et aux frottis des cervidés sauf en cas de densité élevée d'animaux.

III. La dynamique de la végétation

1. Notions de chorologie forestière

1.1. Les aires de distribution géographique

Les espèces animales et végétales ne sont pas réparties uniformément à la surface du globe. Chacune d'elles y occupe une aire particulière, c'est-à-dire une surface d'étendue variable, continue ou discontinue, qui circonscrit l'ensemble des localités où des individus de cette espèce se rencontrent à l'état spontané. Bien entendu, on peut avoir des phénomènes de migration et changement des aires de répartition au cours du temps. (Gaudin, 1997)

La chorologie est la discipline qui étudie la délimitation et le déterminisme des aires des espèces, voire celles des genres, des familles, des ordres...etc. Des notions de chorologie sont nécessaires au forestier pour mieux gérer son patrimoine (notion de région de provenance, connaissance des aires d'origine pour les essences allochtones...). (Gaudin, 1997)

1.2. La dynamique des aires de répartition

Les aires de répartition ne sont pas immuables et il existe une dynamique des aires de répartition. Pour s'en convaincre, on peut par exemple se référer à des découvertes paléontologiques qui prouvent l'existence passée d'espèces, de genres ou de familles dans des régions où on ne les trouve plus actuellement (OZENDA, 1982). On peut dire (FISCHESSER et DUPUISTATE, 1996) qu'en général, une aire continue caractérise une espèce en

progression (comme le Tremble, par exemple) et qu'une aire morcelée caractérise une espèce en régression (Bouleau nain, par exemple). Toutefois, l'expansion d'une espèce peut aussi se faire par la colonisation de nouveaux territoires ce qui peut donner des aires disjointes. (Gaudin, 1997)

- **Les éléments induisant la dynamique des aires**

L'évolution des aires de répartition (et surtout leur morcellement) est liée à des changements géologiques majeurs ou mineurs. Ainsi, des barrières naturelles ont été créées par le mouvement des plaques continentales (dérive des continents), par la surrection des chaînes de montagne, par le développement de systèmes fluviaux...etc. (Gaudin, 1997).

Les changements climatiques peuvent également à une autre échelle intervenir sur la répartition des végétaux. Ainsi, les glaciations du quaternaire ont profondément modifié la flore d'Europe. (Gaudin, 1997)

2. Hiérarchie dans un écosystème

Les notions de hiérarchie et d'échelle sont au centre des problèmes posés par la modélisation biologique (Augeret *et al.*, 1992 ; Anand et Orloci, 2000 in Marage, 2004). Le rapport entre le temps de génération des organismes, la fréquence, et l'intensité des variations de leur environnement, détermine la façon dont les organismes répondent aux variations de leur environnement (Marage, 2004). La théorie de la hiérarchie (Allen et Starr 1982, Allen 1987, Burel *et al.*, 1992, Bunnell et Huggard 1999 in Marage, 2004) prédit que :

- (1) les phénomènes se déroulant sur de grands espaces sont beaucoup plus lents que ceux intervenant sur de petits espaces
- (2) les niveaux d'organisations sont essentiellement caractérisés par les vitesses de fonctionnement des processus.

Des processus, ayant des vitesses de fonctionnement très différentes, interagissent peu. Au niveau supérieur de la hiérarchie, les processus se déroulent sur des pas de temps longs et de grands espaces (Marage, 2004). Le système peut être découpé en niveau d'organisation correspondant aux échelles d'espace et de temps propres à chaque processus. Ces niveaux d'organisation ont des propriétés de quasi-autonomie qui les rendent par conséquent décomposables (Auger *et al.*, 1992 in Marage, 2004). L'étude de plusieurs niveaux

hiérarchiques est donc indispensable à la compréhension du fonctionnement d'un écosystème (Marage, 2004).

Les écosystèmes sont des systèmes dans lesquels se déroulent toute une série de phénomènes écologiques dont chacun a une échelle spatio-temporelle propre (Marage, 2004). Les contraintes imposées par les niveaux supérieurs, fixent un cadre au déroulement des processus des niveaux inférieurs. Les flux de matière ou d'énergie sont « filtrés » lors de leur passage au niveau supérieur. Cette asymétrie de contrôle entraîne la cohérence et la persistance du système. Ainsi, la connaissance de tous les éléments d'un niveau hiérarchique ne suffit pas à prévoir ce qui se passe au niveau hiérarchique supérieur. Analyser un écosystème revient à considérer plusieurs niveaux dans la hiérarchie spatiale. A chaque niveau du processus étudié, les facteurs explicatifs sont identifiés. Chaque niveau est identifié par des critères différents, fonction du processus étudié. La diversité floristique, notamment, doit être analysée à différentes échelles. (Marage, 2004)

3. Persistance taxonomique et écologique au sein des communautés végétales

3.1. Définition

La notion de persistance est au cœur de la problématique de la préservation et de la gestion de la biodiversité. Son étymologie renvoie même au concept de développement durable, puisqu'elle exprime l'idée de faire durer dans le temps, ici de transmettre un patrimoine naturel aux futures générations. Persistance taxonomique et écologique sont deux notions qui ont été retenues comme critère de développement durable par l'U.I.C.N. (Zaccagnini *et al.*, 2001 in Marage, 2004). La persistance de la diversité spécifique suppose la distinction entre deux composantes fondamentales que sont l'abondance et la richesse. (Marage, 2004)

Par persistance taxonomique, nous entendons, le maintien dans le temps de la composition et de la richesse spécifique d'un pool taxonomique végétal, léguées par l'histoire biogéographique. Ce maintien s'entend à l'échelle d'une région naturelle, d'un secteur pour les biogéographes (Blondel 1995), car en vertu de la corrélation entre les échelles de temps et d'espace, les processus de spéciation, de modification des aires de distribution, interviennent sur de grandes échelles. Cette définition est plus restrictive que celle donnée par Connell et Sousa (1983) ou Pimm (1984) qui désignent par persistance, la conservation de la composition spécifique dans le temps. La persistance taxonomique se réfère au mode de diversification des

éléments dans une communauté, à leur règle d'assemblage et à leur maintien dans la mosaïque paysagère ou écosystème. Pimm (1984) voit dans la persistance, la réciproque du *turn-over* des espèces au sein des systèmes écologiques. (Marage, 2004)

La persistance écologique (*ecological persistence*) signifie le maintien dans le temps des systèmes écologiques, de leur réseau d'interactions et de leurs propriétés fonctionnelles. La persistance écologique suppose d'analyser et de relier la composition et la richesse spécifique d'une communauté à son fonctionnement. (Marage, 2004)

La notion de persistance permet de se dégager d'une approche trop anthropocentrée. D'abord, ce ne sont pas des motifs d'ordres sociaux, économiques ou éthiques qui vont guider le niveau de persistance taxonomique souhaité, mais bien l'histoire biogéographique de l'espace géographique considérée. Ensuite, dans des systèmes toujours plus anthropisés, la persistance se démarque de la notion d'intégrité écologique (*ecological integrity*) (Angermeier et Karr 1994, Rapport 1995 in Marage, 2004). En raisonnant par comparaison avec des systèmes écologiques « naturels », l'intégrité écologique, vue comme « la santé des systèmes écologiques », définit un état souhaité des systèmes à dire d'experts. Or, nul n'a le monopole de la conservation de la biodiversité. Comme le souligne Lévêque et Mounolou (2001), l'intégrité reviendrait finalement à se poser comme « jardinier » de l'espace pour maintenir la biodiversité. (Marage, 2004)

La persistance écologique se démarque également du concept de continuité écologique au sens de Norden et Appelqvist (2001). Ce dernier a notamment été développé dans les écosystèmes forestiers pour certaines guildes telles que les insectes saproxylophages ou les lichens (Rose 1976), afin de disposer de bioindicateurs. A partir des lichens, Rose (1976, 1992) a même développé un Indice de Continuité Ecologique (ICE). Puisque ces guildes ont des niches écologiques étroites, et une faible capacité de dispersion, leur richesse et leur composition taxonomique sont maximales pour de faible intensité de perturbations. La continuité écologique s'interprète alors comme un gradient environnemental, comme une mesure rétrospective de l'intensité de perturbation. Ce gradient est à rapprocher de celui de naturalité (*naturalness*) (Peterken et Game 1984, Peterken 1996). La continuité écologique est retenue comme un des indicateurs de gestion durable parmi les critères définis par la conférence ministérielle d'Helsinki sur la gestion durable des écosystèmes forestiers (1993). Selon Marage (2004), la continuité peut revêtir une autre signification. Elle peut se concevoir comme la persistance d'une occupation identique du sol sur de longues séries temporelles. La question

de l'ancienneté de l'état boisé, mais également celle des pratiques agro-pastorales peuvent alors être discutées dans ce cadre conceptuel. (Marage, 2004)

3.2. Les mécanismes en jeu

3.2.1. Au niveau de la persistance taxonomique

Le déterminisme de la persistance taxonomique est un thème central en écologie des communautés. Les coactions interspécifiques (Grime 1973, Grubb 1977, Grime 1979, Huston 1979, Tilman 1988), la productivité (Wright 1983, Gough *et al.*, 1994, O'Brien *et al.*, 1998, Grace 1999, 2001), l'hétérogénéité spatiale (Tilman 1994,1997, Ritchie et Olff 1999, Higgins et Cain 2002), la variabilité temporelle (Foster 2001) et le mutualisme (Callaway 1995, Callaway et Walker 1997, Van der Heijden *et al.*, 1998b) sont les plus souvent évoqués pour l'expliquer. Toutes ces causes sont interdépendantes mais n'agissent pas de la même façon selon l'échelle spatiale considérée. (Marage, 2004)

• A l'échelle locale (diversité α)

Le principe de l'exclusion compétitive a été considéré comme le premier moteur de la diversification des communautés végétales (Grubb 1977, Huston 1979). Des mesures de paramètres de fonctionnements primaires de l'écosystème ont conforté cette hypothèse (Grime 1973, Al-Mufti *et al.* 1977, Grime 1979). Le taux de croissance des populations est « mésologiquement dépendant ». Ce mécanisme permet d'expliquer totalement la persistance taxonomique, si l'environnement est stable, l'équilibre atteint et l'accessibilité synchrone pour une même ressource. Or, ce principe est forcément remis en cause dans les conditions naturelles, car l'hétérogénéité spatiale est grande et les ressources sont fluctuantes dans le temps. Les communautés existent et se maintiennent souvent loin de l'équilibre. (Marage, 2004)

Milton (1947) et Harper (1969) in Huston (1979) ont montré que la diversité spécifique locale est directement liée à l'efficacité des prédateurs qui préviennent, par leurs actions, toute monopolisation d'une ressource par une espèce, confortant la théorie de l'équilibre dynamique. Le fauchage maintient voire augmente la richesse spécifique des prairies (Milton, 1947 in Marage, 2004). Ce maintien n'est possible, après fertilisation, qu'à condition d'exporter la biomasse produite en excès. Dans le même sens, Harper (1969) démontre l'effet de l'herbivorie, comme facteur de contrôle de la richesse spécifique de pelouses et même de leur productivité (Wardle et Barker 1997). La faible disponibilité en ressources peut augmenter la

diversité dans le cas de population à fort taux de croissance. Par conséquent l'augmentation de l'apport en nutriment fait chuter la diversité. L'approche "mécaniste" de la compétition (Tilman 1988), prenant en compte la dynamique du renouvellement des nutriments, s'est révélée pertinente pour élucider ces questions. La persistance taxonomique locale peut se faire par des réorganisations en composition grâce au flux ouvert et continu de matière et d'énergie. D'autres hypothèses sont venues compléter cette approche mécaniste, notamment celle de la facilitation. (Marage, 2004)

Selon Callaway (1995), la facilitation est définie comme l'amélioration de la valeur adaptative d'une plante par une autre. Ainsi, la plante « nurse » va faciliter l'installation d'une autre plante, soit en améliorant de façon directe les conditions microclimatiques, édaphiques et/ou en modifiant les caractéristiques du substrat, soit en améliorant de manière indirecte les conditions de vie d'une plante, en la protégeant contre la consommation des phytophages et des espèces compétitrices potentielles. Pour Callaway (1995) et Callaway et Walker (1997), les mécanismes de facilitation et de compétition sont interdépendants et corrélés. Ces interdépendances peuvent s'inverser selon les paramètres abiotiques (stress hydrique, perturbations...) ou biotiques (âge de la plante, densité, physiologie...). Les auteurs signalent l'effet négatif de *Pinus* sur *Abies* à basse altitude puis des effets positifs à haute altitude. Ce modèle permet de mieux comprendre les effets du niveau de stress abiotique combiné aux effets de la densité. Les espèces « nurse », résistantes au pâturage, sont peu tolérantes à l'ombrage, et disparaissent au profit des espèces forestières. Les effets positifs de la facilitation semble beaucoup plus marqué lorsque le bénéficiaire est jeune (plantule, semis) et/ou de petite dimension (herbacées). Le rôle des mycorhizes est également envisagé comme un des mécanismes de facilitation directe, en améliorant la disponibilité en ressources (Callaway 1995). (Marage, 2004)

De nombreuses études expérimentales, en micro ou mésocosmes, sont venues confirmer le rôle significatif des associations mycorhiziennes dans la diversification des communautés végétales et leur productivité (Read 1997). Les symbioses mycorhiziennes à arbuscules (*arbuscular mycorrhizal fungi*) représenteraient 80% des symbioses fongiques chez les plantes terrestres (Read 1993). D'après Wilson et Hartnett (1997), les plantes en C₃ sont moins affectées par l'absence de mycorhizes à arbuscules que les plantes en C₄. Van der Heijden *et al.*, (1998a, 1998b) démontrent que la diversité floristique des pelouses calcaires des *Festuco-Brometea* dépend de l'assemblage des complexes mycorhiziens dans le sol. Plus le nombre de symbiontes fongiques est élevé, plus grandes sont la diversité spécifique (indice de Simpson) et

la productivité de ces communautés. De plus, la grande richesse floristique de ces pelouses, phosphore-déficientes, est due, en grande partie, à ces associations fongiques favorisant la nutrition phosphorée (Read, 1991). Ces associations fongiques à arbuscules n'ont pas d'hôtes spécifiques alors qu'elles le sont chez les symbiotes éricoïdes (Read, 1993). Ces dernières ne sont compatibles qu'avec un faible nombre d'hôtes étroitement dépendant de cette relation pour leur nutrition azotée. La faible richesse floristique des forêts résineuses pourrait, en partie, être expliquée par ce mécanisme. (Marage, 2004)

Si l'unique argument de l'accessibilité aux ressources est avancé alors pourquoi un petit nombre d'espèces est capable de monopoliser toute la ressource et donc l'espace disponible ? La diversité est échelle-dépendante, l'hétérogénéité des différentes variables causales change avec l'échelle considérée. Le partitionnement spatio-temporel des ressources, les taux de croissance différents, des formes biologiques différentes font que, peu d'espèces arrivent à monopoliser tout l'espace disponible. Même si les communautés sont insaturées à l'échelle locale, elles varient dans le temps et dans l'espace. (Marage, 2004)

- **A l'échelle régionale (diversité γ)**

La théorie de la biogéographie insulaire (Mac Arthur et Wilson 1963) postule que la richesse spécifique des communautés insulaires dépend de l'équilibre entre le taux d'immigration et le taux d'extinction. Le taux d'immigration de nouvelles espèces décroît à mesure qu'augmente le nombre d'espèces déjà présentes, et que l'on se rapproche du maximum théorique possible (richesse spécifique du continent source). Le taux d'extinction croît avec le nombre d'espèces déjà présentes. Les populations insulaires atteindraient alors des densités plus élevées et occuperaient des habitats plus variés que sur le continent (expansion de niches). Cependant, cette théorie ignore la biologie propre des espèces, la spéciation in situ. Elle ne prend pas en compte l'effectif des populations insulaires déjà présentes. En écologie végétale, elle ne reflète pas les stratégies adaptatives telles que la reproduction végétative et la persistance des graines dans le sol (Grime 1979). Cette théorie a cependant permis de valider la relation générale aire/espèces. Il existe cependant deux cas particuliers où la relation aire/espèces est mise en défaut : peu de variations de la taille de l'île mais variations abiotiques importantes, et le temps de réponse des flores est trop long pour permettre un équilibre entre immigration et émigration. Cette théorie, féconde dans le domaine de la restauration écologique, a permis de faire émerger le concept de métapopulations. Les populations sont spatialement structurées à toutes les échelles d'espace et reliées entre elles par des flux

d'individus (Levins 1992). Chacune des sous populations est en déséquilibre du double point de vue démographique et génétique, mais l'ensemble, la métapopulation est stable. Les flux d'individus peuvent fonctionner en systèmes « source-puit ». Les taux d'accroissement sont supérieurs à 1 dans les populations source et inférieurs à 1 dans les populations puits. La persistance des populations dans les puits nécessite un réapprovisionnement dans les sources. (Marage, 2004)

Empruntant un modèle méta-populationniste, Eriksson (1993) propose une relation entre la richesse locale et régionale, basée sur l'hypothèse du pool spécifique (*species pool hypothesis*). Le pool d'espèces est défini comme les espèces pouvant potentiellement exister dans une communauté. La richesse spécifique locale dépend du nombre d'espèces présentes à une échelle plus large et capables de coloniser les communautés à l'échelle locale. Ce pool spécifique est considéré comme un bon prédicteur de la richesse spécifique locale. Cela suppose que les processus régionaux et historiques soient responsables, en partie, du déterminisme local de la diversité. Dans ce cadre théorique, la communauté est définie vis à vis de paramètres du milieu, et se confond avec la notion d'habitat (Marage, 2004). La richesse spécifique locale est alors égale à (Marage, 2004) :

$$\frac{dN}{dt} = c(N_s - N) - eN$$

A l'équilibre, on obtient (Marage, 2004) :

$$N^* = N_s \left(\frac{c}{c+e} \right)$$

Trois cas de figure permettent d'envisager les relations entre richesse locale et pool spécifique (Marage, 2004) :

- si $e < c$ alors $N^* = N_s$
- si $c = e$ alors $N^* = 0.5 N_s$
- si $e > c$ alors $N^* < 0.5 N_s$

Si « c » et « e » dépendent des attributs spécifiques (ex. dispersion, compétitivité) alors les hypothèses « mécanistes » peuvent être évoquées pour expliquer la persistance taxonomique. Si les seules variations du pool spécifique, expliquent la diversité inter-communauté (diversité

β), alors l'hypothèse du pool spécifique est vérifiée. La variation de la diversité spécifique entre communautés doit être complètement ou partiellement expliquée par les variations de la taille du pool spécifique associé à chaque communauté. Des approches expérimentales ont permis de tester ce modèle, notamment par addition d'espèces (Tilman 1997). Des corrélations significatives entre richesse spécifique locale et pool spécifique régional ont souvent démontré l'effet du pool spécifique (Caley et Schluter 1997, Tilman 1999). Or les problèmes, pour tester ces hypothèses, tiennent aux biais dans l'estimation du pool lui-même, car il est souvent basé sur des estimations locales. Le fait que la richesse locale peut-être égale au pool spécifique suppose, de fait, une interdépendance totale entre les deux variables. Herben (2000) a testé, par simulation, la relation entre la richesse par unité d'aire et le pool spécifique. Il démontre que la largeur de niche, le nombre d'individu par relevé, affectent la taille du pool spécifique, ce que Zobel et Liira (1997) avaient également mis en évidence. La corrélation diminue avec l'augmentation du nombre de relevés par région et l'augmentation du nombre d'individus par relevé. Herben (2000) conclut à l'effet significatif de la taille du relevé sur le pool spécifique. Plus l'espèce a une largeur de niche réduite, plus la corrélation augmente car la diversité β augmente. En conclusion, le pool spécifique peut être considéré comme la conséquence globale du résultat de processus dépendant de l'échelle locale. (Marage, 2004)

Il est logique de penser que l'hétérogénéité augmente avec la superficie de l'espace géographique, accroissant la gamme des niches écologiques potentielles. Cette idée est explicite dans la relation générale aire/espèces. A cette hétérogénéité structurale se surimpose une variabilité temporelle. Ainsi, le rôle moteur des perturbations dans la persistance taxonomique est maintenant largement reconnu (Grime 1979, Shugart 1984, Tilman 1990, Lepart 1997, Colasanti et al. 2001, Pachepsky et al. 2001, Whittaker et al. 2001 in Marage, 2004). La théorie des perturbations intermédiaires (*intermediate disturbance hypothesis*) (Connell 1978, Grime 1979) postule qu'à un niveau d'intensité moyen de perturbation, la richesse spécifique est maximale. En deçà, les processus d'exclusion compétitive sont favorisés, au-delà, quelques espèces ont le temps de recoloniser l'espace laissé vacant par les perturbations. Cette théorie est étroitement liée au rôle de la compétition. (Marage, 2004)

La variabilité spatio-temporelle des perturbations permet la coexistence entre groupes fonctionnels et espèces par l'intermédiaire de la loterie compétitive (Lavorel et Lebreton 1992, Lavorel et Chesson 1995, Weiher et Keddy 1995, Weiher *et al.*, 1998). A l'échelle régionale, les perturbations et la variabilité climatique sont très corrélées car fonction du temps. Seuls certains phénomènes physiographiques comme les éruptions volcaniques échappent au contrôle

des variables climatiques. Ces dernières nous amènent à reconsidérer l'accessibilité aux ressources à l'échelle régionale. (Marage, 2004)

Pour de nombreux auteurs (Carpenter et al. 1993, Lenihan 1993, Brown 1994, Franklin 1995, Huntley *et al.*, 1995), la persistance taxonomique des communautés végétales est contrôlée par la variabilité climatique. Dans certains cas cependant, les moyennes climatiques expliqueraient mieux la persistance que la variabilité climatique (Richerson et Lum 1980). La prééminence de la variabilité climatique sur le déterminisme de la persistance taxonomique est pourtant attestée par d'étroites homologues entre communautés appartenant à des continents différents (Barbault 1995). Pour appréhender au mieux la variabilité climatique et ses effets sur la structure et le fonctionnement des communautés végétales, les auteurs ont tenté de la réduire par une variable de synthèse. De nombreux travaux (Wright 1983, Guisan 1997, Guisan et al. 1998) ont montré que le meilleur prédicteur de la diversité floristique par des facteurs abiotiques est l'évapotranspiration potentielle (ETP). La théorie espèce-énergie (*species-energy theory*) initiée par Wright (1983), puis développée par O'Brien *et al.* (1998, 2000) repose sur le postulat que la quantité d'énergie, de ressources disponibles, limite la richesse spécifique d'un système. En remplaçant la surface, par l'ETP moyenne, Wright (1983) explique 70 % de la variance de la relation aire/espèce. Qui plus est, l'ETP est un bon estimateur de la productivité primaire des écosystèmes. Il serait donc possible de relier la persistance taxonomique des communautés végétales à leur fonctionnement. (Marage, 2004)

3.2.2. Au niveau de la persistance écologique

Les questions relatives à la persistance écologique des communautés ont pris un intérêt croissant face aux modifications de la composition et de la richesse spécifique des écosystèmes consécutifs aux activités humaines. L'impact de ces activités sur le fonctionnement est encore sujet à controverse. L'hypothèse qui prévalait jusqu'aux travaux de May (1975) considérait que la productivité d'un système était une fonction linéaire de la richesse des espèces qui le composent (Pimm 1984). Les flux d'énergie se maintiennent d'autant mieux que le nombre de liaisons interspécifiques fussent importants. Si une ou plusieurs liaisons disparaissaient, d'autres liaisons pourraient s'établir. La redondance fonctionnelle serait complète et parfaite entre toutes les espèces. Or chaque espèce joue un rôle dans l'écosystème. Chaque extinction spécifique affaiblit progressivement la productivité du système. Puis au-delà d'un certain seuil, le système est déstabilisé. Si elle reconnaît l'existence de fonction spécialisée aux espèces, cette hypothèse privilégie encore les redondances fonctionnelles totales, dans ce sens où, une

fonction écologique ne disparaît pas avant que toutes les espèces qui y contribuent n'aient été éliminées. L'hypothèse alternative consiste à considérer que les espèces ne jouent pas le même rôle dans le fonctionnement du système. Certaines espèces sont des clés de voûte du système ou espèces-clés. C'est leur présence ou absence qui détermine la persistance écologique. De nombreuses expériences en mésocosmes ou aux champs sont venues confirmer que la richesse spécifique, la diversité des groupes fonctionnels et leur composition, modifient la productivité, le stockage des ressources et leur utilisation. En conséquence de quoi, les modifications d'usage des sols, des pratiques culturales et la fragmentation des habitats, en modifiant la diversité des groupes fonctionnels et leur composition, ont de larges conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes. (Marage, 2004)

• **Diversité, productivité et persistance écologique**

Jusqu'au début des années 1990, les preuves directes d'un impact significatif de la diversité des espèces sur le fonctionnement d'ensemble des écosystèmes étaient rares, voire inexistantes, la plupart des arguments en ce domaine étant basés sur des spéculations ou des interprétations de données empiriques indirectes (Pimm 1984). Des expériences réalisées sur des communautés végétales en laboratoire et sur le terrain, ont démontré qu'une plus grande richesse spécifique pouvait entraîner une augmentation de la productivité primaire et la rétention des nutriments dans l'écosystème (Naeem *et al.*, 1994, Tilman *et al.*, 1997b). La biodiversité est également susceptible de favoriser la stabilité à long terme des processus écosystémiques, jouant un rôle d'« assurance » contre les perturbations. Ainsi, une plus grande richesse spécifique s'accompagnerait d'une augmentation de la résistance de la productivité primaire totale à un épisode de sécheresse importante (Frank et McNaughton 1991, Tilman 1994). Le fonctionnement des écosystèmes dépend à la fois de la nature des éléments qui les composent et de leurs nombres. Pour distinguer leurs contributions respectives, Tilman (1997) propose de définir au préalable le pool spécifique, puis de mettre en jeu plusieurs niveaux de diversité spécifique, et pour chaque niveau de diversité, plusieurs répliques avec un tirage aléatoire des espèces dans le pool spécifique. Les modèles testés, pour la compétition d'une ressource limitante, démontrent que la productivité dépend à la fois de la richesse initiale et de la composition spécifique. La décomposition de la variance révèle que 32% de la variance est expliqué par la richesse spécifique et 65% par la composition (Tilman *et al.*, 1997b). Ces travaux permettent de remettre en question la notion de redondance fonctionnelle : toutes les espèces n'ont effectivement pas le même rôle dans le fonctionnement des écosystèmes (Lawton et Brown 1993). Dans des pelouses acidiphiles, Hooper et Vitousek (1998) démontrent que la

diversité des groupes fonctionnels est liée aux types de mycorhization et contribue à l'augmentation de la biomasse herbacée. Ces résultats sont d'ailleurs confortés par les travaux de Hector *et al.*, (1999). Ceux-ci portent sur la productivité des pelouses européennes. Ils démontrent que la réduction de la biomasse moyenne est une fonction log-linéaire de la richesse spécifique. Cependant, ces résultats ont été critiqués par Huston *et al.*, (2000) vis à vis de la stratégie d'échantillonnage et l'analyse des données. Les questions relatives à la productivité des écosystèmes et de leur richesse spécifique ne sont donc pas closes. Les travaux de Tilman ont permis de redynamiser la question entre diversité spécifique et productivité en lui emboitant des modèles mécanistes. Cependant, la prise en compte des fluctuations aléatoires de l'abondance des espèces pourrait, en partie, expliquer les mécanismes de la compétition (Doak *et al.*, 1998). (Marage, 2004)

• Diversité, cycles biogéochimiques et persistance écologique

La perte de biodiversité semble donc altérer la persistance écologique des communautés (Naeem *et al.*, 1994). Le sol est notamment le support d'organismes « ingénieurs » et le siège de nombreuses réactions biochimiques. Pour Kimmins (1996), la persistance écologique passe par le maintien de l'ensemble des processus à l'œuvre dans le compartiment sol des systèmes écologiques. Le niveau de productivité ne peut être garanti qu'à ce prix. Or, la ressource en nutriments s'épuise inéluctablement même si la minéralisation des litières, les pluviollessivats et l'altération des roches viennent recharger le pool de nutriments. Dans les écosystèmes forestiers, l'exportation d'éléments minéraux lors des récoltes successives, se surimpose aux processus naturels de lessivage et lixiviation. Cette exportation dépend des essences en place, de l'âge et de l'intensité de la récolte. Ainsi, un bilan effectué dans une hêtraie de 120 ans sur limons acides montre des pertes en calcium de 200 kg/ha et des gains de 600 kg/ha d'azote (Ranger et Bonneau 1984). Une deuxième période d'exploitation ne pourra s'envisager sans restitution à l'écosystème d'une partie des nutriments. Le maintien d'arbres morts sur pied et au sol permettrait de limiter ces pertes. Les arbres morts sur pied jouent un rôle crucial au niveau de la persistance écologique (Harmon *et al.*, 1986, Samuelsson *et al.*, 1994). Un grand nombre de plantes et d'animaux sont associées au bois mort. Les insectes saproxylophages prennent une part très active dans la dégradation de la nécromasse et donc dans les cycles biogéochimiques (Bormann et Likens 1994). Cette nécromasse associe également des bactéries fixatrices d'azote qui contribuent au maintien de ce stock dans le sol (Harmon *et al.*, 1986). Le stock de matière organique, réservoir de cations et échangeur d'ions efficaces dans les horizons organo-minéraux, joue un rôle capital. Ainsi, les premières exploitations des forêts décidues de

l'Est des Etats-Unis se sont accompagnées d'une forte érosion spécifique des espèces vernaies par réduction du premier horizon organo-minéral (A_1) (Meier *et al.*, 1995). Ces résultats ne sont pas corroborés par Olivero et Hix (1998), pour qui l'accroissement de la biomasse herbacée, après exploitation forestière, serait responsable d'une incorporation supplémentaire de matière organique dans l'horizon organo-minéral (A_1). (Marage, 2004)

La réponse des systèmes écologiques à la richesse spécifique peut être expliquée par la complémentarité dans l'utilisation des ressources, dans la mesure où leurs partitionnements diffèrent entre espèces. Cette complémentarité peut varier dans l'espace, par exemple la profondeur d'absorption racinaire et/ou dans le temps, par exemple la phénologie. Hooper et Vitousek (1998) ont montré que la concentration en azote total du sol diminue à mesure que le nombre de groupes fonctionnels augmente. Le mécanisme en jeu n'est donc pas la complémentarité mais plutôt celui de la monopolisation de cette ressource par un groupe fonctionnel. En milieu arctique, Theodose et Bowman (1997) tirent les mêmes conclusions quant à la monopolisation des ressources par quelques espèces lorsque la fertilité du milieu est importante. La richesse spécifique chute car la communauté est saturée et par conséquent est maximale pour un niveau de ressource intermédiaire. Ces résultats sont donc en accord avec la théorie de Tilman. Cependant, les mécanismes de complémentarité et de facilitation entre les espèces varient en fonction des niveaux de diversité (Callaway et Walker 1997). (Marage, 2004)

- **En conclusion**

L'approche mécaniste (Tilman 1985, 1990, 1993) suppose qu'à l'échelle α , la composition C_α et la diversité D_α d'une communauté végétale sont pilotées par des interactions biotiques. Ces mécanismes limitent l'abondance, façonnent la composition et la diversité spécifique des communautés, et en règlent leur persistance. A l'échelle γ , la somme des effets locaux de ces interactions donne la diversité γ , telle que $D_\gamma = \sum D_\alpha$. Secundo, l'approche alternative considère que la composition et la diversité sont pilotées par les processus de dispersion et de limitation au recrutement (Eriksson 1993, Zobel *et al.*, 1998, Foster 2001, Grace 2001, Safford *et al.*, 2001). La diversité α est considérée comme une fonction dispersion-dépendante du pool spécifique régional. A l'échelle γ , l'axiome $D_\gamma = \sum D_\alpha$ n'est plus vérifié. Tertio, dans le cadre méta-populationniste, les interactions biotiques locales et la dispersion inter-habitat contrôlent et régulent la persistance des communautés (Tilman 1994, 1997). Les capacités de dispersion permettent, dans ce cas, d'échapper à la compétition et

d'occuper des niches écologiques restées vacantes. Cette troisième approche semble la plus satisfaisante puisque les théories mécanistes ne peuvent détecter les facteurs agissant à de grandes échelles. Mais puisque les variables environnementales varient de façon non linéaire avec la surface, il faudrait reconsidérer l'axiome $D_\gamma = \Sigma D_\alpha$. D'après Pickett *et al.*, (1987, 1989), certaines relations écologiques opèrent indépendamment de l'échelle spatiale, d'où les approches basées sur la géométrie fractale (Anand et Orloci 1997, Ritchie et Olf 1999, Huisman et Weissing 2001). Comment les espèces trouvent-elles des ressources hétérogènes en taille et en concentration ? La coexistence du plus grand nombre d'espèces dépend de la répartition dans l'espace et dans le temps de la ressource. Ce partitionnement est contraint par l'effet de la taille des organismes. Les ressources sont incluses dans des substrats, eux-mêmes inclus dans des habitats. Au sein d'un même habitat, différentes espèces de même niveau trophique vont investir différents substrats, pour aller chercher la même ressource. La distribution des habitats, du substrat, des ressources apparaît comme statistiquement similaire. Cette distribution semble régie par les lois de la géométrie fractale. L'échelle de résolution est présumée proportionnelle à la taille corporelle. Ainsi, une espèce peut fractionner l'habitat en subvolumes de taille w^D . Les espèces de grande taille sont supposées détecter puis utiliser des volumes de substrat important, mais peuvent tolérer par conséquent des concentrations en ressources faibles, et inversement pour les espèces de petite taille. Cette approche menée par Ritchie et Olf (1999) semble être prometteuse. (Marage, 2004)

La prédiction de la richesse spécifique par le nombre de niches potentielles, la productivité de l'habitat, la surface, la fragmentation, repose sur l'acquisition des ressources. La richesse spécifique dépend du nombre de niches écologiques disponibles dans l'espace. Le pool taxonomique régional (diversité γ) persiste par l'entretien du régime de perturbations, car la structure spatiale qui en découle garantit la coexistence de toutes les espèces léguées par l'histoire biogéographique (Blondel 1995). Ceci est tout à fait en accord avec la distribution spatiale de la richesse à l'échelle régionale, fonction des ressources, contrôlée par des variables climatiques (Wright 1983, O'Brien *et al.*, 1998, O'Brien *et al.*, 2000). Il est facile d'imaginer un équilibre de la communauté à l'échelle locale, dans une mosaïque instable à l'échelle régionale. Le problème crucial est de déterminer, pour chaque système écologique, la ressource limitante. Or un des enjeux fondamentaux est de relier des phénomènes se déroulant à de larges échelles e.g. variations climatiques à des processus de niveaux inférieurs et de comprendre comment l'information passe d'une échelle à une autre. Bâtir un modèle capable de retranscrire les règles d'assemblage des communautés par des variables environnementales spatialisées est la

véritable pierre d'achoppement. Le risque est de diminuer tellement la fenêtre d'analyse que toute chance d'extrapolation deviendrait illusoire. De tels modèles existent (Mauchamp *et al.*, 1994), mais se rapprochent de modèles à base physique. Les avancées réalisées en géostatistique, couplées à la géomatique, ont permis la régionalisation de données jusque-là ponctuelles. Des bases de données de variables abiotiques, tels les champs thermiques et pluviométriques, ont pu être constituées (Benichou et Le Breton 1987, Daly et al. 1994). Parallèlement, les méthodes de géostatistique appliquées à l'écologie ont montré la réelle dépendance spatiale entre la distribution d'abondance des espèces et les paramètres environnementaux (Rossi *et al.*, 1992, Blanc 2000). (Marage, 2004)

4. Successions, métaclimax et écocomplexe

Figurant parmi les premiers paradigmes en écologie, les modèles de successions végétales ont été élaborés par Clements (1916) sous l'angle des changements qui s'opèrent dans un système écologique depuis un état initial jusqu'au stade ultime dit « climacique ». Cette vision, déjà critiquée par Gleason (1926), dénoncée par Connell et Slayter (1977), puis Lepart et Escarré (1983), assimile la succession à un processus déterministe. Or comme le souligne Hytteborn (1986) "*Dynamics depend both upon past conditions and upon present circumstances* ». Les phénomènes de succession ne sont pas unidirectionnels : différentes trajectoires sont possibles à partir d'une origine commune, que ce soit dans la dynamique linéaire e.g. post-culturale ou cyclique e.g. sylvigénèse. D'où le passage au concept de métaclimax (Blondel 1995) qui considère « l'ensemble des sous-systèmes successionnels déphasés les uns par rapport aux autres, mais tous également nécessaires au fonctionnement du système à l'échelle du paysage ». Le régime de perturbations entretient la dynamique d'un tel système. La persistance taxonomique des communautés végétales est possible grâce à cette hétérogénéité spatiale. En ajoutant un cadre historique au déroulement des régimes de perturbations, la notion d'écocomplexe enrichit celle de métaclimax. (Marage, 2004)

Un écocomplexe contient nécessairement davantage d'espèces que n'importe lequel des complexes le constituant. La richesse spécifique à l'échelle locale ne peut donc être égale à celle du pool spécifique, ce qui va à l'encontre des postulats d'Eriksson (1993). Pourtant métaclimax et métapopulation sont indissociables car les différents flux d'individus, entre complexes, reflètent l'interdépendance des richesses locales (α) et régionales (γ). En effet, l'écologie du paysage (Burel et Baudry 1999) montre, quelle que soit l'échelle considérée, des complexes de végétation connectés par des flux d'énergie, de matière et d'espèces. Par

conséquent, la dynamique doit être analysée au niveau de l'écocomplexe dans son ensemble, ce qui suppose avoir recours à des moyens de représentation spatiale via les systèmes d'information géographique (SIG). (Marage, 2004)

Certains attributs vitaux spécifiques, en particulier la dispersion et la variabilité du recrutement dans l'espace et dans le temps, sont capitaux à analyser pour aborder les processus de coexistence, de remplacement et de diffusion des espèces dans les écocomplexes (Debussche et Lepart 1992, Debussche et Isenmann 1994, Lavorel et Chesson 1995, Frost 1997, Weiher *et al.*, 1998, Brachet 1999, Easterling *et al.*, 2001, Mouillot *et al.*, 2001). Dans une succession secondaire, l'installation d'espèces ligneuses dans des milieux pastoraux, selon différentes modalités, change radicalement l'échelle de structuration et le fonctionnement des paysages. Même si Gleason (1926) semble avoir triomphé de Clements (1916), les modèles de facilitation (Callaway 1995, Callaway et Walker 1997) peuvent cependant être considérés comme un retour aux conceptions holistiques de Clements (1916). (Marage, 2004)

Depuis les travaux de Humboldt, tenter de relier le type de végétation et sa distribution géographique aux paramètres de l'environnement demeure un enjeu majeur en écologie. Cet enjeu s'inscrit dans une stratégie dissymétrique de l'analyse des données (Chessel et Mercier 1993). L'idée est de pouvoir relier le patron d'assemblage des communautés végétales à des variables environnementales spatialisées. (Marage, 2004)

L'espace géographique peut être analysé comme un ensemble de points en relation topologique, chaque point i.e. le pixel étant l'unité élémentaire d'information. La question récurrente entre réductionnisme et holisme reprend ici tout son sens. En effet, les démarches modélisatrices divergent selon les postures adoptées. Soit la dynamique interne à l'échelle α détermine la structure et la dynamique à une échelle plus large, soit au contraire, ce sont des paramètres à l'échelle d'une communauté qui pilotent les processus-clé de la dynamique des écosystèmes. Les modèles individu-centré (MIC) visent à la compréhension des propriétés des systèmes écologiques à partir des propres caractéristiques des éléments qui les composent, et de leurs interactions (Lomnicki 1992). Ces modèles sont capables de fournir des états du système au niveau de la population et des individus (Caswell et John 1992, De Angelis et Rose 1992). Les MIC se caractérisent par un niveau de détail qui permet de tenir compte des interactions biotiques fines à l'échelle locale, donc de pouvoir rendre compte du partitionnement des ressources dans un environnement fluctuant (Dieckmann *et al.* 1997, Gronewold et Sonnenshein 1998). Ils sont essentiellement appliqués aux complexes forestiers,

via les approches par *gap-models* (Shugart 1984). En effet, les traits d'histoire de vie de la grande majorité des arbres sont connus et permettent de paramétrer de tels modèles. En revanche, ceux de toutes les espèces composant une communauté prairiale ou de pelouses reste un grande partie méconnue (Lavorel *et al.*, 1997, Lavorel *et al.*, 1998, Lavorel et Garnier 2002). Notre position est donc empreinte d'une vision holistique, dans la mesure où nous estimons ne pas posséder l'ensemble des éléments permettant de paramétrer la distribution spatiale de chaque espèce via les propriétés écophysiologicals et démographiques. Même si des bases de données sur les traits de vie sont en place (Grime *et al.* 1988, Thompson *et al.*, 1997, Gachet *et al.*, 2002), les paramètres physiologiques ne sont pas disponibles pour chacune d'elles. (Marage, 2004)

Dans la littérature, la modélisation spatiale des communautés végétales est envisagée, soit au simple titre de la prédiction (Davis et Goetz 1990, Carpenter *et al.* 1993, Ostendorf et Reynolds 1993, Franklin 1995, Zimmermann et Kienast 1999, Fisher et Gilgen 2002), soit comme outil d'aide à la gestion et à la conservation (Fischer 1990, Lees et Ritman 1991, Brown 1994, Chevallier et Daudelin 1996, Nilsen *et al.*, 1998, Cawsey *et al.*, 2002, Lehmann *et al.* 2002b). La modélisation spatiale de la richesse floristique consiste surtout en la délimitation des aires de conservation ou de « points chauds de diversité » (*Biodiversity Hotspots*) (Richerson et Lum 1980, Miller 1986, White et Miller 1988, Hill 1991, Malyshev *et al.* 1994, Wyler et Spichiger 1994, Huntley *et al.*, 1995, Heikkinen 1996, Heikkinen et Neuvonen 1997, Lauver 1997, Wohlgemuth 1998, Roy et Tomar 2000, Lehmann *et al.*, 2002a, Lehmann *et al.*, 2002b). La prédiction spatiale des communautés végétales est également abordée en relation avec le réchauffement climatique (Brzeziecki *et al.*, 1995, Kienast *et al.*, 1998, Iverson et Prasad 2001). (Marage, 2004)

Bien que les auteurs s'accordent sur l'importance voir la primauté des Anciens Modes d'Occupation du Sol (AMOS) sur la structure et le fonctionnement des systèmes écologiques (Mouillot *et al.*, 2001, Weber *et al.*, 2001, Matsinos et Troumbis 2002, Peters 2002), la modélisation spatialement explicite des communautés et de leur richesse n'en tient pas compte. L'étude des successions secondaires, liées à la déprise agricole, nécessite pourtant de considérer ces antécédents cultureux (Lepart et Escarre 1983, Prevosto 1999, Sciama 1999). (Marage, 2004)

Matériel et Méthodes

1. Présentation de la zone d'étude :

1.1. Situation Géographique

Les subéraies de notre étude sont situées dans le nord-est algérien (Figure 04), réparties sur trois wilayas : Jijel (subéraie de Kissir), Annaba (subéraie de Seraïdi) et El-Tarf (subéraie de Haddada). Notre étude concerne les parties de ces subéraies sujettes à l'enrésinement par le pin maritime.

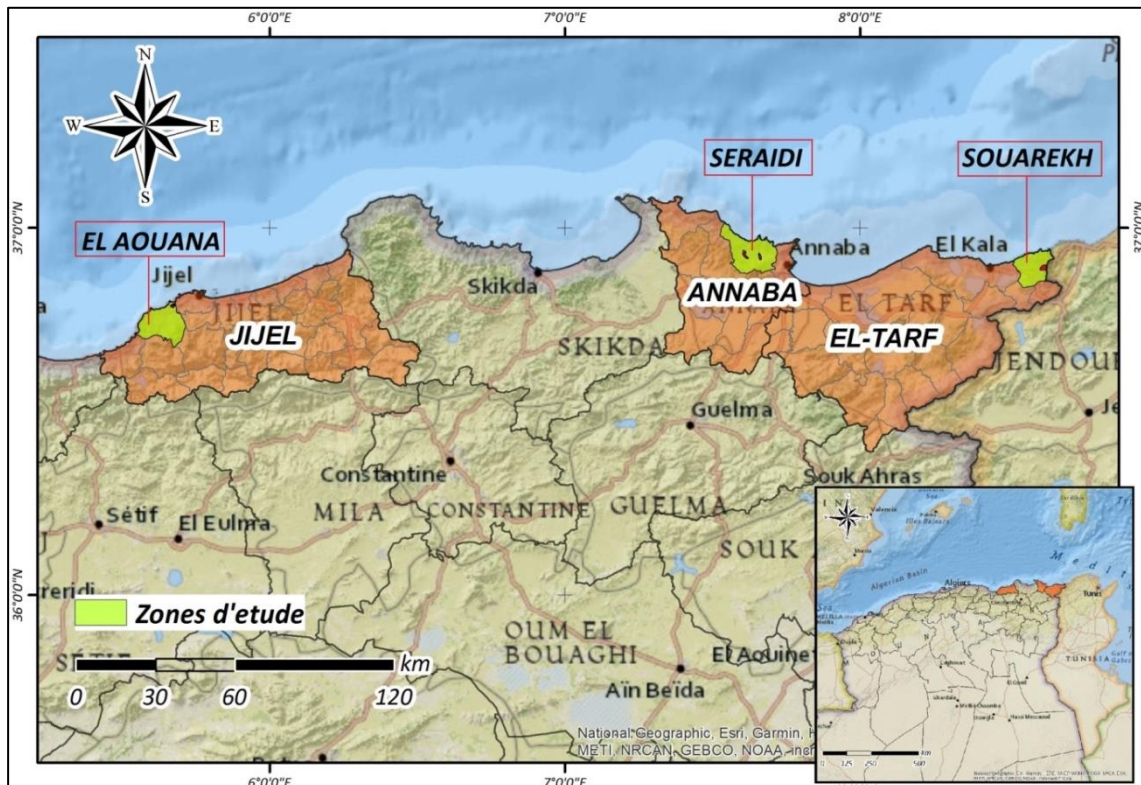
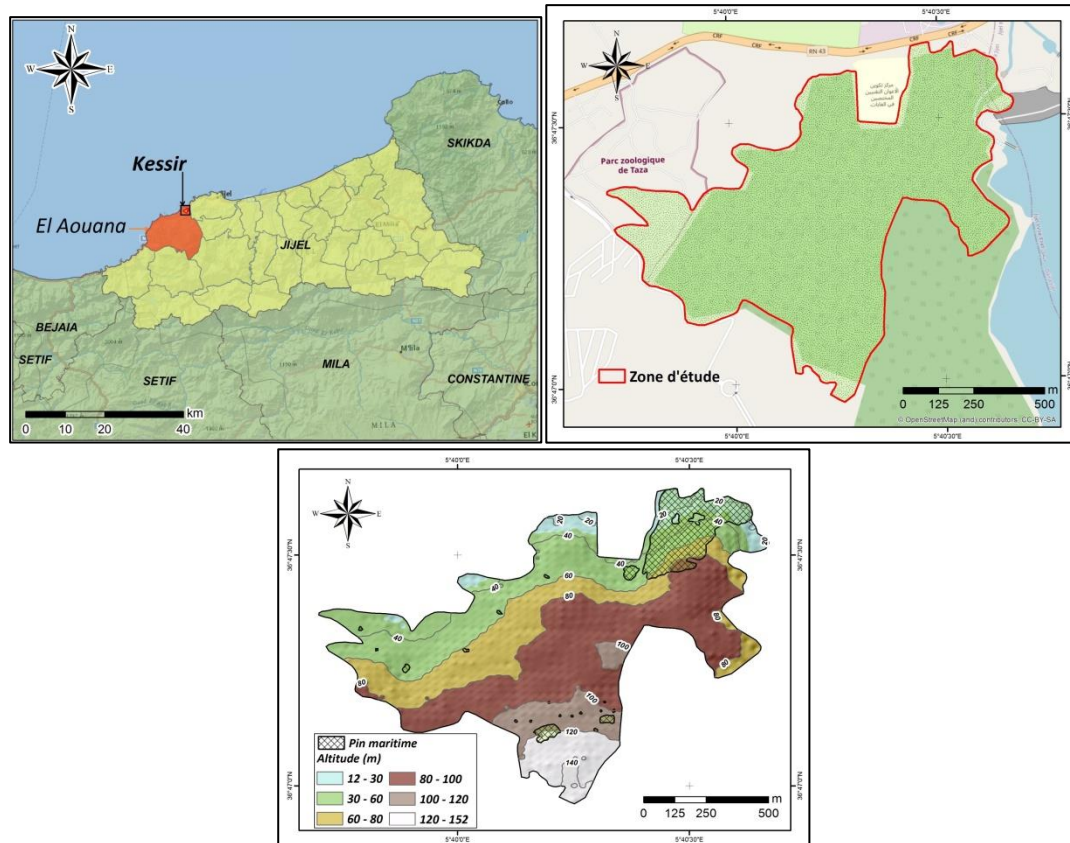


Figure 04 : Situation géographique des subéraies étudiées (MELIANI & GANA, 2020)

- Subéraie de Kissir : situation géographique et altitudes

La subéraie de Kissir est située dans la commune d'El Aouana, à l'ouest du barrage de Kissir. Son altitude varie entre 12 et 152 m.



**Figure 05 : Situation géographique et classes d'altitudes de la subéraie de Kissir
(MELIANI & GANA, 2020)**

- La subéraie de Seraïdi : situation géographique et altitudes

À la subéraie de Seraïdi nous avons étudiée deux stations sujettes à l'enrésinement par le pin maritime, à l'est la station 1 et à l'ouest la station 2. Les altitudes de la station 1 sont entre 407 et 750 m. Celles de la station 2 sont entre 340 et 660 m

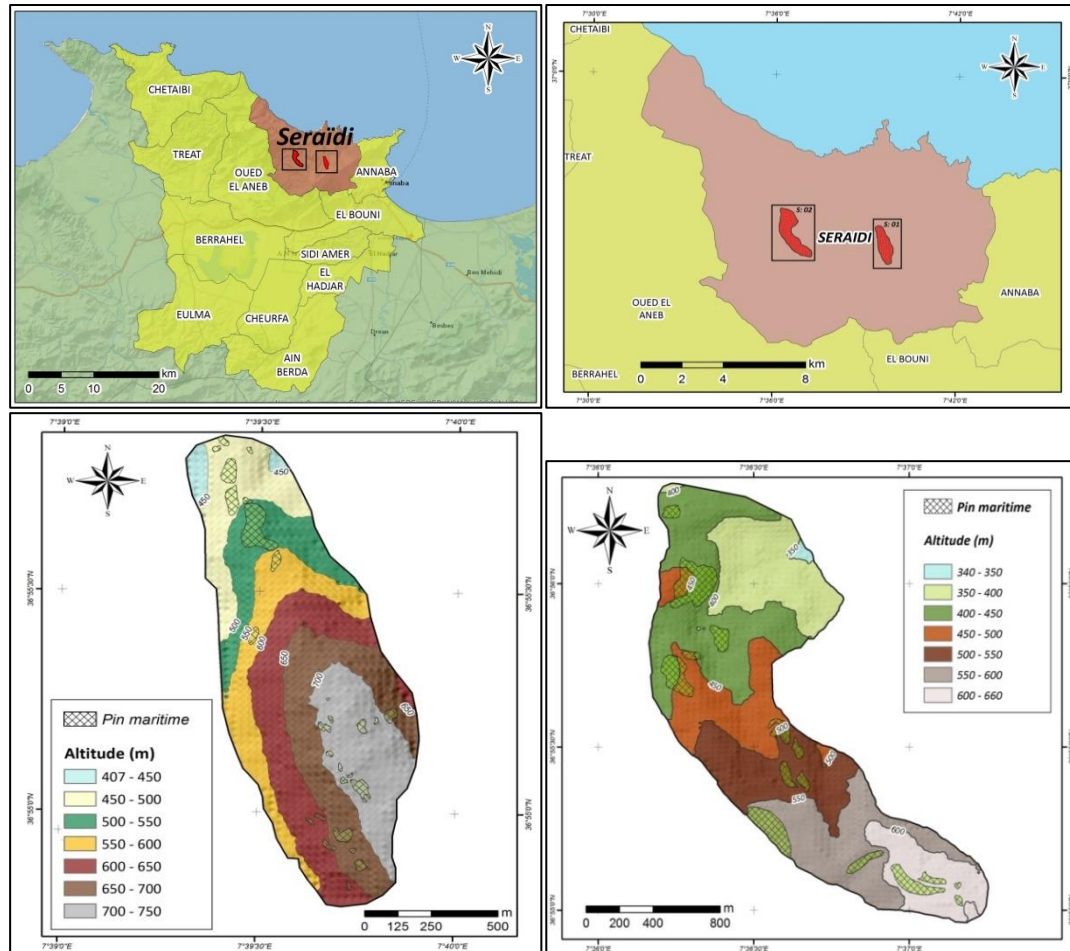


Figure 06 : Situation géographique et classes d'altitudes de la subéraie de Seraïdi (station (1) et station (2)) (MELIANI & GANA, 2020)

- La subéraie de Haddada : situation géographique et altitudes

La subéraie de Haddada est située à l'extrême nord-est algérien, sa ligne de crête à l'est correspond à la frontière algéro-tunisienne. Elle est située dans la commune de Souarekh. Son altitude varie entre 114 et 552 m.

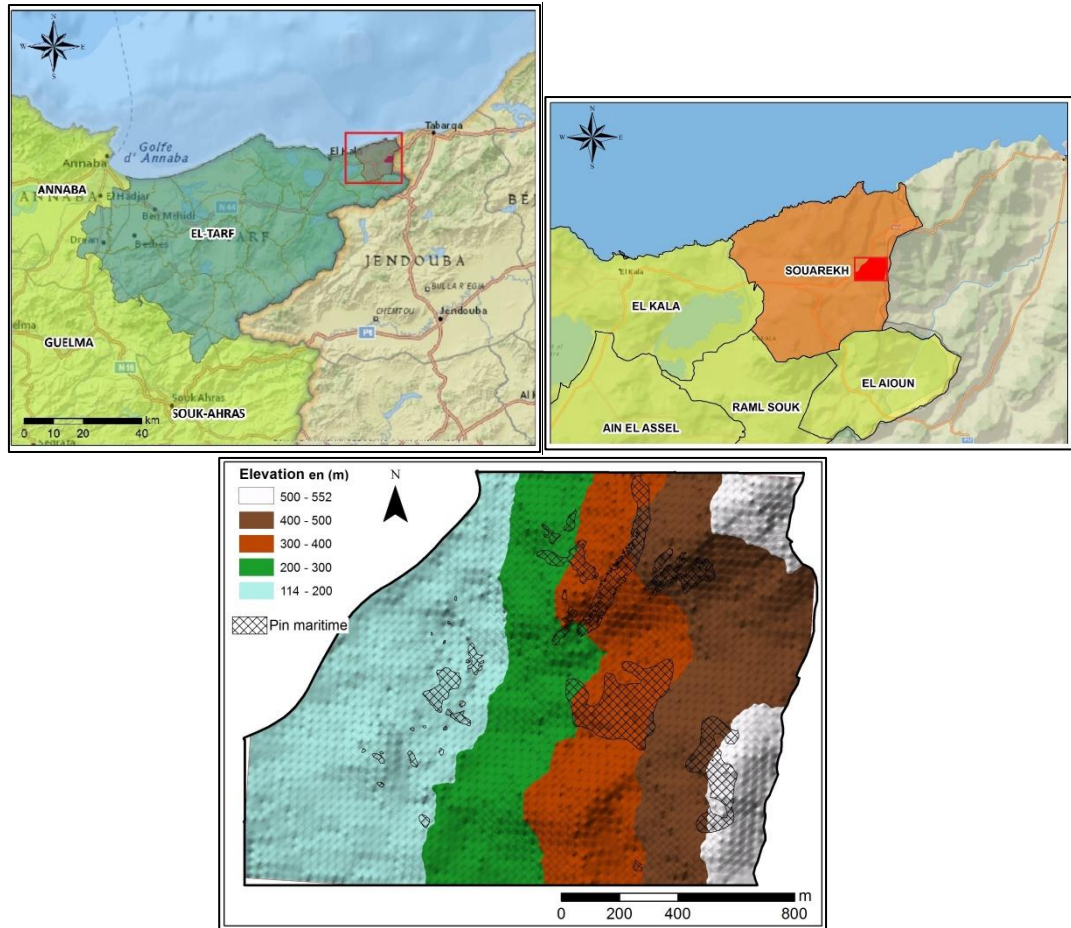


Figure 07 : Situation géographique et classes d'altitudes de la subéraie de Haddada (MELIANI & GANA, 2020)

1.2. Substrat et relief

La région d'étude correspond à la chaîne numidique, dont l'ossature est à base d'argile est de grès numidien. Le sol, peu profond, est de type brun forestier. Les sites d'étude comptent beaucoup d'affleurements rocheux et le relief accidenté présente beaucoup de pente de 25% et plus.

1.3. Climat

La région d'étude est sous l'influence d'un climat méditerranéen subhumide et humide, à hiver doux à chaud (Emberger, 1955 ; Raachi, 2007), caractérisé par une pluviométrie qui

varie entre 710 et 910 mm/an. La période pluvieuse s'étend d'octobre à avril. La température moyenne annuelle avoisine les 18°C.

1.4. Cortège floristique

Le cortège floristique des subéraies étudiées est principalement constitué de : *Erica arborea*, *Arbutus unedo*, *Pistacia lentiscus* et *Cytisus triflorus*. Ainsi que de *Phillyrea latifolia*, *Cistus monspeliensi*, *Lavandula stoechas*, *Myrtus communis*...etc.

Elles sont sujettes à un enrésinement naturel par le pin maritime dont les sujets les plus âgés ne dépassent pas 35 ans, d'après leurs dendrométrie. La végétation des ravines est à base de *Salix pedicellata*.

2. Sources des données utilisées

Dans cette partie, nous présentons les sources de données utilisées (images satellitaires et données auxiliaires obtenus aux différentes dates et à différentes échelles).

2.1. Les images Landsat

Le programme américain Landsat est le premier programme spatial d'observation de la Terre dédié à des fins civiles. Il est développé par la NASA et l'Institut des études géologiques Américain (USGS). Sept satellites Landsat ont été lancés entre 1972 et 1999 et un huitième le 11 février 2013. Les instruments embarqués sur les satellites Landsat ont permis de capturer plusieurs millions d'images. Celles-ci constituent des ressources uniques pour l'étude des changements climatiques, la cartographie d'occupation et l'utilisation des sols, et dans d'autres domaines comme : l'agriculture, la sylviculture, la géologie...etc.

L'ensemble des données Landsat utilisées ainsi que leurs caractéristiques sont résumés dans les tableaux 1 et 2.

Tableau 1 : Les bandes spectrales et leurs applications

bandes spectrales	Application
(B) (bleu)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ discrimination entre le sol et la végétation. ➤ cartographie côtière.

	<ul style="list-style-type: none"> ➤ identification des traits culturels et urbains.
(V) (vert)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ cartographie de la végétation verte (mesure le sommet de réflectance). ➤ identification des traits culturels et urbains.
R (rouge)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ discrimination entre les espèces de plantes à feuilles ou sans feuilles; (absorption de chlorophylle). ➤ identification des traits culturels et urbains.
(IR) (proche Infrarouge : IR)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ identification des types de végétation et de plantes; santé et contenu de la masse biologique. ➤ délimitation des étendues d'eau et l'humidité dans le sol
(IRM1) (IR de courte longueur d'onde)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ sensible à l'humidité dans le sol et les plantes. ➤ discrimination entre la neige et les nuages.
(IRM2) (IR de courte longueur d'onde)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ discrimination entre les minéraux et les types de roches; ➤ sensible au taux d'humidité dans la végétation.
(IRT) (IR thermique)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ discrimination du stress de la végétation et de l'humidité dans le sol relié au rayonnement thermique. ➤ cartographie thermique.

Source : (d'après CCT, 2008)

2.2. Les images à Très Haute Résolution (Google Earth)

Les technologies actuelles en matière d'acquisition d'images aériennes ou satellitaires permettent d'atteindre des résolutions de l'ordre du mètre. Avec les progrès technologiques continus du développement de nouveaux capteurs, on a des images satellitaires avec une résolution de plus en plus haute, et les images satellitaires actuelles à très haute résolution s'approchent de la résolution des images aériennes. En conséquence, il est possible d'exploiter les images satellitaires pour des applications qui faisaient partie du domaine de l'imagerie aérienne jusqu'à ce jour (Fadhli, 2011).

Il est nécessaire pour pouvoir travailler à une échelle aussi précise de disposer d'outils appropriés. Le lancement de satellites à très haute résolution spatiale (**THR**) comme : Ikonos, Worldview et QuickBird (Les principaux fournisseurs des clichés pour Google Earth) permet de travailler sur des images dont la résolution est au mieux métrique.

Ce degré de détail, jamais atteint auparavant, offre un potentiel d'extraction d'autres types d'information, notamment les emplacements des souches, la taille et la répartition des trouées forestières, l'emplacement d'arbres de très grande valeur et la cartographie des zones forestières avec les pistes et les TPF. En outre, il est désormais possible de produire plus rapidement des inventaires forestiers plus précis et plus exacts.

2.3. Le Modèle Numérique de Terrain (MNT)

Le modèle numérique de Terrain utilisé dans notre étude est le GDEM (*Global Digital Elevation Model*) du satellite ASTER « *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* », qui couvre le globe entre 83° Nord et 83° Sud. Il est coproduit par le METI (ministère de l'économie, commerce et de l'industrie du Japon) et la NASA (administration nationale de l'aéronautique et de l'espace).

Ce MNT gratuit a une résolution d'une seconde d'arc soit environ 30 mètres à l'équateur. Il a donc une résolution 3 fois plus fine que celle du SRTM. Sa distribution est faite en format GeoTiff de (1° x 1°) avec le système de coordonnées géographiques WGS84.

A partir du MNT on peut créer une représentation 3D de la surface de la zone d'étude. Ce MNT permet ainsi :

- Extraction des paramètres du terrain
- Tracés des profils topographiques
- Modélisation de l'écoulement de l'eau ou de la masse du mouvement
- Création de cartes en relief (pente, exposition...)
- Précision agricoles et forestières
- Calcul des surfaces ou des volumes.
- D'une manière générale, de manipuler de façon quantitative le terrain étudié.

De plus, des données statistiques ont été récoltées auprès des institutions et des services forestiers, ainsi que les travaux de recherche effectués sur le périmètre de notre zone d'étude.

Nous avons effectué plusieurs sorties sur terrain, pour des collectes de données et des observations dans les subérais étudiées. Cela a été déterminant pour élaborer des cartes précises par les vérifications directes, afin de corriger et de valider les résultats du traitement des images satellitaires d'une part, et l'observation de la structure de la forêt et sa composition d'autre part.

Le volume important d'informations à collecter, la grande quantité de documents à inventorier ainsi que la diversité des données, représentent une grande difficulté dans le processus d'élaboration d'une base de données. Par conséquent, l'organisation, la structuration, et le traitement de données est nécessaire dans le cadre de notre étude. Cette phase est considérée comme étant la phase la plus importante précédant les étapes d'analyse et de numérisation des

données, car on ne peut pas aborder la conception d'une base de données sans avoir mener et achever convenablement l'inventaire des données disponibles.

3. Outils et Logiciels utilisés

3.1. ArcGIS (V 10.3)

ArcGIS est une suite de logiciels d'information géographique (ou logiciels SIG) développés par la société américaine Esri (*Environmental Systems Research Institute, Inc.*). Ce système est composé de différentes plateformes qui permettent aux utilisateurs SIG, qu'ils soient bureautiques, web, ou mobiles, de :

- Rassembler les informations géographiques
- Créer et gérer des bases de données géographiques
- Résoudre des problèmes avec l'analyse spatiale
- Créer des applications basées sur la carte
- Communiquer et partager des informations grâce à la puissance de la géographie et de la visualisation.

3.2. ENVI (V 5.1)

ENVI (*Environment for Visualizing Images*) est un logiciel de traitement d'images performant et puissant. Il répond aux besoins des utilisateurs d'images satellites (optiques et radars).

Le logiciel ENVI est développé par le langage de programmation IDL (*Interactive Data Language*). ENVI fournit des outils pour la visualisation, le géoréférencement, les prétraitements, la classification et l'analyse des images satellitaires (*ENVI User's Guide*, 2016).

3.3. Google Earth Pro (V 7.1)

Google Earth est un logiciel de cartographie basé sur le Web, il fournit une représentation visuelle précise de la surface de la terre entière en utilisant les images satellites, photographies

aériennes, et des données SIG. Il est disponible sur le Web en une version gratuite et une autre payante avec des fonctionnalités améliorées.

3.4. Universal Maps Downloader (V 7.3)

Universal Maps Downloader permet de télécharger des cartes géographiques à partir de Google Maps (street, terrain, satellite), Yahoo Maps (street, satellite) ou Microsoft *Virtual Earth Maps* (street, satellite, hybrid). Il faut au préalable insérer les coordonnées GPS d'une zone (latitude et longitude), régler la précision du zoom ainsi que le nombre de flux de données, et lancer le téléchargement. L'application téléchargera plusieurs petites images, que nous pourrons visualiser dans leur ensemble avec l'outil *Maps Viewer* et les assembler pour créer un unique document BMP avec *Maps Combiner*.

3.5. Les Outils de Prospection

3.5.1. Le G.P.S (Global Positioning System)

Le but principal d'un G.P.S est de déterminer la position tridimensionnelle (altitude, latitude et longitude) de manière continue et instantanée. Pour notre cas, il est nécessaire d'avoir une cartographie précise des subéraies avec leurs espèces, et leur potentiel. Les GPS, dans un tel milieu boisé où les repères sont souvent rares et difficiles sont des auxiliaires précieux.

3.5.2. L'appareil photos numérique

Nous avons utilisé un appareil photos pour photographier les différents types de végétation.

4. Les missions de reconnaissance et mesures de terrain

L'utilisation des supports cartographiques engendre des informations incertaines qui ne peuvent être levées que par un renforcement d'observations et de mesures sur terrain.

Plusieurs missions de reconnaissance de terrain ont été effectuées pour le repérage et la connaissance d'un certain nombre de parcelles représentatives des différents types d'occupation du sol. Pour chaque relevé, des observations et des mesures ont été effectuées :

- description générale du relevé : localisation, géomorphologie, pente et type de sol.
- reconnaître et définir les différentes formations végétales et les autres unités thématiques.

- vérifier les résultats de l'interprétation visuelle des images satellites et apporter des précisions pour les zones difficiles à interpréter.
- noter l'impact de l'action humaine sur le milieu naturel, les changements et les dégradations observées.

Cette mission s'appuyant sur les cartes déjà disponibles et les interprétations préliminaires des images satellites. La méthode consiste à déterminer des parcelles sur les images satellites et de les repérer sur le terrain afin de valider leur signification thématique.

Le GPS a été utilisé pour faciliter le repérage sur le terrain des points localisés sur l'image. En effet, les coordonnées géographiques ont été saisies automatiquement dans un fichier interne du GPS, ce dernier, en liaison directe avec les satellites, permet de nous orienter vers la position choisie.

4.1. Méthodes de traitement des Séries Temporelles

4.1.1. Critères de choix des images satellitaires

Le choix de type de satellite dépend de plusieurs critères et plus particulièrement de la dimension spatiale de la zone d'étude. Dans un pays en voie de développement la contrainte majeure est d'ordre budgétaire, et le rapport qualité/prix est un facteur important à prendre en compte pour l'achat des images satellitaires (Bensaid, 2007).

La date de prise de vue des images a été choisie en saison sèche, de manière à éviter une confusion dans la reconnaissance des espèces ligneuses avec les surfaces couvertes en d'herbacées (espèces annuelles). Durant cette saison (période de différenciation maximale des éléments d'occupation du sol), les ligneux sont encore en activité chlorophyllienne et se distinguent bien spectralement des herbacées sèches (les aires ligneuses sont rehaussées par l'indice de végétation). Donc, Nous avons opté pour la saison sèche (de juin à Août).

De plus, durant la saison sèche le taux de couverture nuageuse est le plus faible, rendant ainsi possible l'acquisition d'image sans nuage.

Tableau 2 : Caractéristiques des images Landsat utilisées Pour les 3 sites

Caractéristiques			
ID	Satellite	Date de prise	de vue
LT05_L2SP_193034_19840927_20200918_02_T1	Landsat 4-5 TM	27/09/1984	

LT05_L2SP_194034_19840902_20200918_02_T1	Landsat 4-5 TM	02-09-1984
LT05_L1TP_193034_19870718_20180214_01_T1	Landsat 4-5 TM	18-07-1987
LT05_L2SP_194035_19910922_20200915_02_T1	Landsat 4-5 TM	22-09-1991
LT05_L2SP_193034_19940907_20200913_02_T1	Landsat 4-5 TM	07-09-1994
LT05_L1TP_192034_19940831_20180214_01_T1	Landsat 4-5 TM	31-08-1994
LT05_L2SP_194035_19980909_20200908_02_T1	Landsat 4-5 TM	09-09-1998
LT05_L2SP_193034_20040801_20200903_02_T1	Landsat 4-5 TM	01-08-2004
LT05_L2SP_194034_20040909_20200903_02_T1	Landsat 4-5 TM	09-09-2004
LT05_L1TP_192034_20040810_20161129_01_T1	Landsat 4-5 TM	10-08-2004
LT05_L2SP_194034_20090907_20200825_02_T1	Landsat 4-5 TM	07-09-2009
LT05_L2SP_193034_20110922_20200820_02_T1	Landsat 4-5 TM	22/09/2011
LC08_L1TP_194035_20140905_20200911_02_T1	Landsat 8 OLI	05/09/2014
LC08_L1TP_192034_20180817_20180829_01_T1	Landsat 8 OLI	17-08-2018
LC08_L1TP_194035_20190802_20200827_02_T1	Landsat 8 OLI	02-08-2019
LC08_L2SP_193034_20190811_20200827_02_T1	Landsat 8 OLI	11/08/2019

4.1.2. Prétraitement

L'utilisation des images a été précédée de deux opérations : un prétraitement des images et une reconnaissance des objets sur le terrain par GPS.

Les prétraitements d'images permettent d'augmenter la lisibilité des données et de faciliter leur interprétation et l'extraction de l'information. Ces opérations préliminaires s'appliquent au travers des améliorations radiométriques et des recalages géographiques effectués après l'étalement linéaire des histogrammes de chaque bande spectrale pour améliorer le contraste (Tabopda et Fotsing, 2010).

Les images Landsat téléchargées (TM 1987, ETM+2000, et OLI 2015) sont ortho-rectifiées et accompagnées d'un fichier de géoréférencement en *Universal Transverse Mercator* (UTM).

Dans ce contexte, les corrections atmosphériques sont indispensables. Les traitements des images satellites ont pour objectif :

- D'accéder à des valeurs physiques de réflectance de surface (Corgne, 2004) ;
- D'effectuer des comparaisons multi-dates entre des images provenant du même capteur ou de satellites différents (Samaali, 2014) ;

- D'assurer la reproductibilité de méthodes d'identification ou de classification de surface, sans devoir reprendre l'analyse d'échantillons pris sur l'image à traiter (Kergomard, 1990).

Plusieurs méthodes sont utilisées dans la correction atmosphérique. Selon plusieurs auteurs, la méthode FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes*) est la meilleure expression des deux variables (luminance et réflectance) et aussi la plus précise par rapport aux autres méthodes de correction atmosphérique. A l'aide du logiciel ENVI 5.1 on a converti les valeurs numériques de nos images en valeurs de luminance pour ensuite les calibrer en réflectance.

4.1.3. Choix des canaux multi-spectraux des images

En télédétection, chaque objet naturel ne réagit pas de la même façon le long du spectre électromagnétique. L'analyse de la signature spectrale des différents objets de l'occupation du sol est une étape importante pour le choix des canaux des différentes scènes Landsat. Face aux nombres élevés de ces canaux on est obligé de faire une analyse des bandes spectrales.

Les canaux des capteurs TM, ETM+, et OLI ont été choisis de manière à disposer d'un maximum d'information et d'éviter la redondance. Pour ce faire nous avons utilisé l'indice de facteur optimum (**OIF** : *Optimum Index Factor*) qui a permis la sélection des trois meilleures bandes spectrales ayant une forte variance et une corrélation faible, **OIF** est défini par l'équation suivante :

$$\text{OIF} = \frac{\sum_{i=1}^3 \sigma_i}{\sum_{j=1}^3 |cc_j|}$$

Où (σ_i) : est l'écart type de chaque bande spectrale et [cc_j] : est le coefficient de corrélation entre deux bandes spectrales.

Nous considérons que les trois bandes spectrales sélectionnées (4, 3 et 2) pour TM et (5, 4 et 3) pour OLI présentent le maximum d'information concernant l'occupation du sol. De plus, les trois bandes spectrales Vert, Rouge, et Proche Infrarouge présentent le maximum d'informations concernant la distinction des types de végétations pour notre région d'étude.

Nous avons préféré travailler aussi sur la combinaison des bandes (6, 5 et 2), car sur cette combinaison, l'aspect visuel des différentes unités paysagères est mieux représenté.

De plus, l'analyse de la matrice de corrélation des données utilisées montre des corrélations élevées entre les différentes bandes spectrales du visible et les bandes correspondant au moyen infrarouge.

4.2. Acquisition de données de terrain

L'acquisition de données de terrain est nécessaire pour réaliser une classification supervisée des images de télédétection afin de générer des cartes précises et affiner notre appréhension des modes d'occupation du sol. La campagne de terrain s'est déroulée entre 2013 et 2019.

Enfin, après confrontation des images à la réalité physique (les compositions colorées de Landsat et Google Earth avec les informations récoltées sur terrain) une généralisation de l'analyse de l'image a été établie à partir des clés d'interprétation. Cette généralisation a par conséquent abouti à une typologie des principaux types d'occupation du sol retenus dans cette étude :

Subéraie : Cette classe comprend la subéraie arborée dense et la subéraie arborée claire ;

Pin maritime : Cette classe thématique « pin maritime » compte les bouquets purs seulement de pin maritime, toutes classes d'âges confondues ;

Zone mixte : Cette classe comprend les zones constituées de Chêne-liège et de pin maritime répartis pied par pied ;

Chêne zéen : Cette classe comprend les zones de Chêne zéen, c'est une classe spécifique aux deux stations de la subéraie de Seraïdi ;

Fruticée : Cette classe comprend les formations végétales où dominant des arbustes, des arbrisseaux et des sous-arbrisseaux qui constituent le cortège floristique du Chêne-liège.

Agriculture : Cette classe comprend les terres agricoles, elle est spécifique au cas de la subéraie de Haddada.

Terre nu : Cette classe comprend les affleurements rocheux, les routes et les pistes.

Bâti : Cette classe comprend les maisons des riverains vivant à proximité des subéraies.

4.3. L'analyse de séparabilité des classes

Avant d'entamer la procédure de la classification, nous avons fait une analyse statistique de séparabilité des différentes parcelles d'entraînement pour l'ensemble des images de chaque scène afin d'identifier les similarités entre les signatures spectrales.

L'indice de séparabilité du logiciel ENVI (5.1) a utilisé les caractéristiques des signatures spectrales des zones d'entraînement par la méthode de la divergence et la distance de « Jeffries – Matusita ».

On remarque que la classe de subéraie a une séparabilité parfaite avec la classe chêne zéen, une moindre mesure avec les pelouses préforestières et fruticées. Quand la distance spectrale se rapproche de la distance minimale (1.5), la distinction des deux signatures devient plus difficile (le cas entre Chêne-liège et pin maritime).

4.4. Classification des images

Nous avons choisi d'utiliser l'algorithme *Maximum Likelihood* (Maximum de vraisemblance) pour la classification supervisée sur l'ensemble de la zone d'étude. Cet algorithme nécessite la sélection de parcelles d'entraînement. Il permet de classer les pixels inconnus en calculant pour chacune des classes la probabilité pour que le pixel tombe dans la classe qui a la plus forte probabilité. Si cette valeur d'appartenance est trop faible, le pixel est considéré comme non-classifié ou attribué à une classe inconnue.

Pour éliminer les petits points, nous avons appliqué à l'image classifiée, trois opérations de filtrage à savoir : *Sieve classes* (pour éliminer les pixels isolés) ; *Clump classes* (pour homogénéiser les classes) ; *Majority/minority/analysis* (pour lisser les classes après l'opération *clump classes*).

4.5. L'application des indices de végétation

Les indices font parties des méthodes de traitement que l'on appelle les transformations multi-spectrales. Ils consistent à convertir les luminances mesurées au niveau du capteur satellitaire en grandeurs ayant une signification dans le domaine de l'environnement.

Les indices de végétation, comme tous les autres indices, reposent sur une approche empirique basée sur des données expérimentales. Ils sont très utilisés d'une part, pour identifier et suivre la dynamique de l'occupation du sol, mais aussi pour estimer certains paramètres biophysiques caractéristiques des couverts végétaux (la biomasse, l'indice de surface foliaire...etc.). Les indices de végétation utilisent explicitement la grande différence entre les réflectance du rouge

et du proche infrarouge. L'indice de végétation normalisé (NDVI) permet de voir la couverture végétale sur les images de télédétection et de distinguer les types des cultures.

Dans un premier temps nous avons isolé les éléments stables (Bâti, Plans d'eau, et Forêts) en fonction de leurs seules caractéristiques radiométriques par classification dirigée. Dans un deuxième temps, le suivi diachronique d'indices de végétation (NDVI) permet de déterminer deux thèmes principaux : prairies (temporaires – permanentes) et cultures.

5. L'analyse visuelle

Contrairement à une carte, les entités qui figurent sur les images THR ne sont pas généralisées ni exprimées sous forme de symboles. Les photographies aériennes ou les images THR enregistrent toutes les entités visibles à la surface de la Terre telles que vues d'en haut. Bien que les entités soient visibles, elles ne sont pas toujours faciles à identifier. On appelle analyse visuelle ou photo-interprétation le processus d'étude et de collecte des renseignements requis pour identifier les diverses entités anthropiques et naturelles. Lorsque correctement interprétées, les images THR constituent une excellente source de données spatiales pour l'étude de l'environnement de la Terre.

L'ensemble des critères à évaluer pour identifier une entité physiographique sont : la structure, la forme, le motif, la taille, la couleur, la texture, l'ombre et l'association.

Cette interprétation reste approximative à cause de l'intervention de divers facteurs tels que la réflexion du sol. Selon Tarhouni *et al.*, (2007), toute confusion entre les unités de végétation sur l'image nécessite une vérification de la « réalité du terrain » sur le zone d'étude.

La dendrométrie des essences étudiées (Chêne-liège et pin maritime) nous a été d'une grande utilité pour corroborer les informations recueillies auprès des services forestiers concernant le début de l'enrésinement des subéraies.

6. Traitement de Modèle Numérique de Terrain (MNT)

Les MNT constituent une source précieuse d'information topographique en particulier pour l'identification et la caractérisation des variables morphologiques de la zone d'étude. Nous avons adopté pour une approche méthodologique basée sur l'utilisation du Système

d'Informations Géographiques pour le traitement du MNT d'une manière automatique. Le résultat final est une base de données géo-spatiales comportant toutes les caractéristiques physiques des subéraies étudiées (Kissir, Seraïdi et Haddada).

En effet, un GRID est un ensemble de cellules, comme une image raster est un ensemble de pixels. Chaque cellule du GRID est d'une taille donnée et contient une valeur préalablement calculée. Cette valeur peut représenter l'altitude moyenne de la cellule, ou d'autres valeurs représentant un phénomène géographique tels que : la pente, l'exposition...etc. (Barbier, 2006).

Les principaux outils d'Arc GIS destinés au traitement et à l'analyse des MNT sont :

- Raster Calculator* : permet d'effectuer des calculs sur chaque cellule du raster ;
- Project Raster* : pour changer, extraire ou modifier la projection d'une couche de données raster ; Il nous a permis de projeter le MNT dans le système de projection requis (UTM Zone 32 N)
- Conversion : faire toutes sortes de conversion (Raster à Vecteur ou vice versa)
- Clip-Extraction : pour créer des contours (notamment des courbes de niveau) et découper une couche raster ;
- Analyse (*slope* - aspect- TIN) : Pour générer des cartes du relief et permet d'effectuer des calculs sur des objets complexes.

Ces outils de géo-traitement permettent de réaliser nos propres analyses des pentes, l'analyse de visibilité, la visualisation en 3D, l'analyse d'orientation des surfaces, la détermination des bassins versant et le réseau hydrographique des subéraies.

Résultats & Discussion

I. Chorologie de l'enrésinement de la subéraie de Kissir

1. Carte de végétation de la subéraie de Kissir enrésinée par le pin maritime

La figure 8 représente la subéraie de Kissir en 2020 enrésinée par le pin maritime.

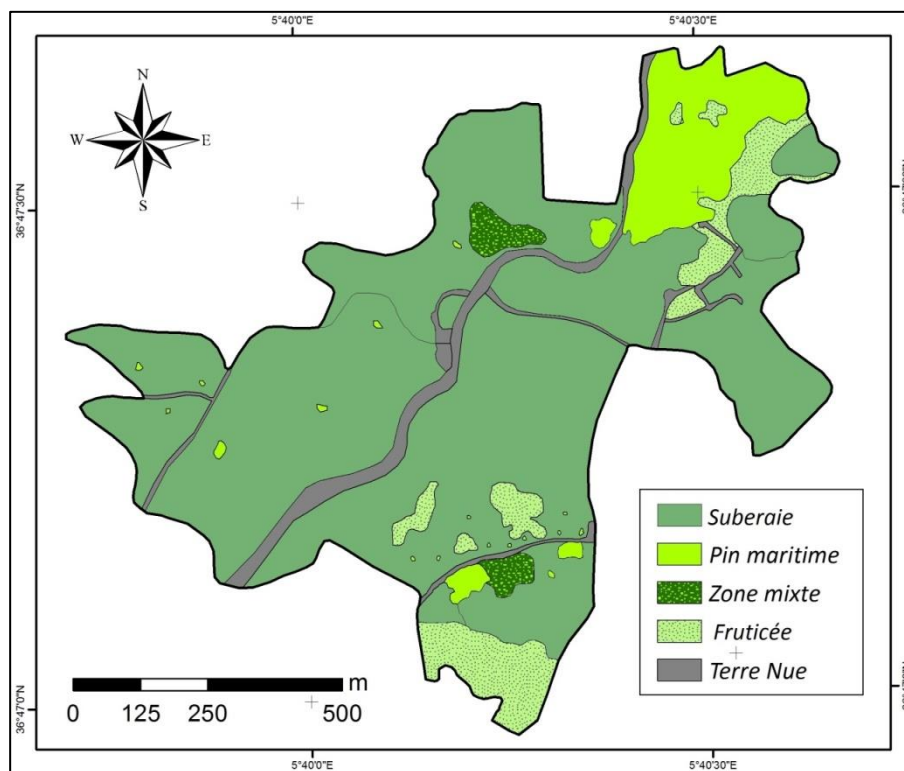


Figure 8 : La subéraie de Kissir en 2020 enrésinée par le pin maritime (MELIANI & GANA, 2020)

La figure 8 montre que dans la subéraie de Kissir la classe thématique « subéraie » domine largement avec 74,99 % de la surface totale (tableau 3), cependant ses parties enrésinées se présentent sous forme de mosaïque constituée de 9,37 % de pin maritime, 8,39 % de fruticée et de 1,68 % de zone mixte (mélange de Chêne-liège et de pin maritime pied par pied). D'autres petits bouquets de pin maritime constitués de quelques pieds (moins de cinq) sont dispersés dans le reste de la subéraie loin des zones en mosaïque (figure 8).

Les terres nues représentent 5,54 % de la surface totale de la subéraie de Kissir, cette proportion est une conséquence de l'ouverture récente d'une route au milieu de la subéraie de Kissir, qui l'a fragmenté en deux parties sur un axe nord-est sud-ouest (figure 8).

Tableau 3 : Classes thématiques de la subéraie de Kissir

Type	Surface (ha)	Surface (%)
Subéraie	59,672406	74,99337849
Pin maritime	7,460712	9,37626009
Fruticée	6,678885	8,39369793
Zone mixte	1,343241	1,688119978
Terre Nue	4,414989	5,548543511

2. Série multi-dates du NDVI de la subéraie de Kissir et surfaces enrésinées par le pin maritime

Les figures 9, 10, 11 et 12 représentent la série multi-dates du NDVI de la subéraie de Kissir de 1984 à 2019, superposée aux surfaces enrésinées par le pin maritime en 2020.

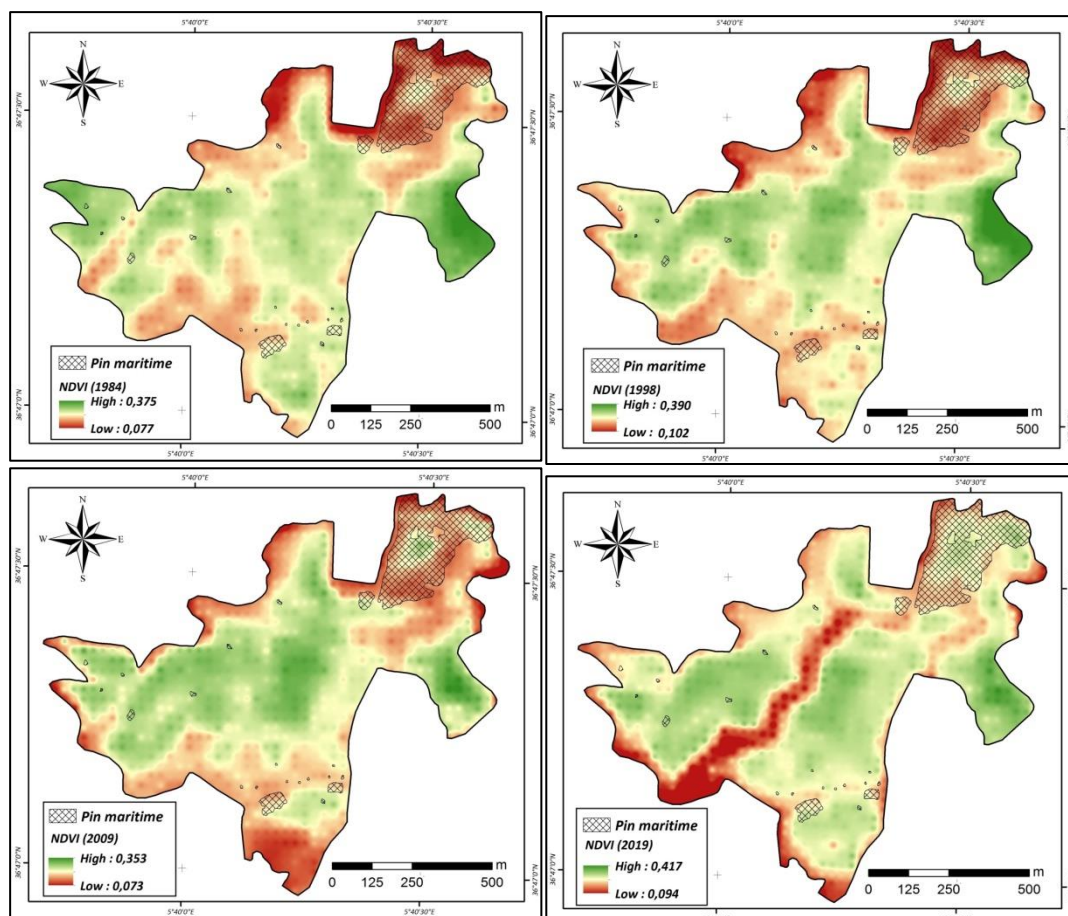


Figure 9, 10, 11 et 12 : Série multi-dates du NDVI de la subéraie de Kissir de 1984 à 2019 et surfaces enrésinées (MELIANI & GANA, 2020)

Les figures 13, 14 et 15 représentent les changements détectés du NDVI de la subéraie de Kissir entre 1984 et 2019, superposés aux surfaces enrésinées par le pin maritime en 2020.

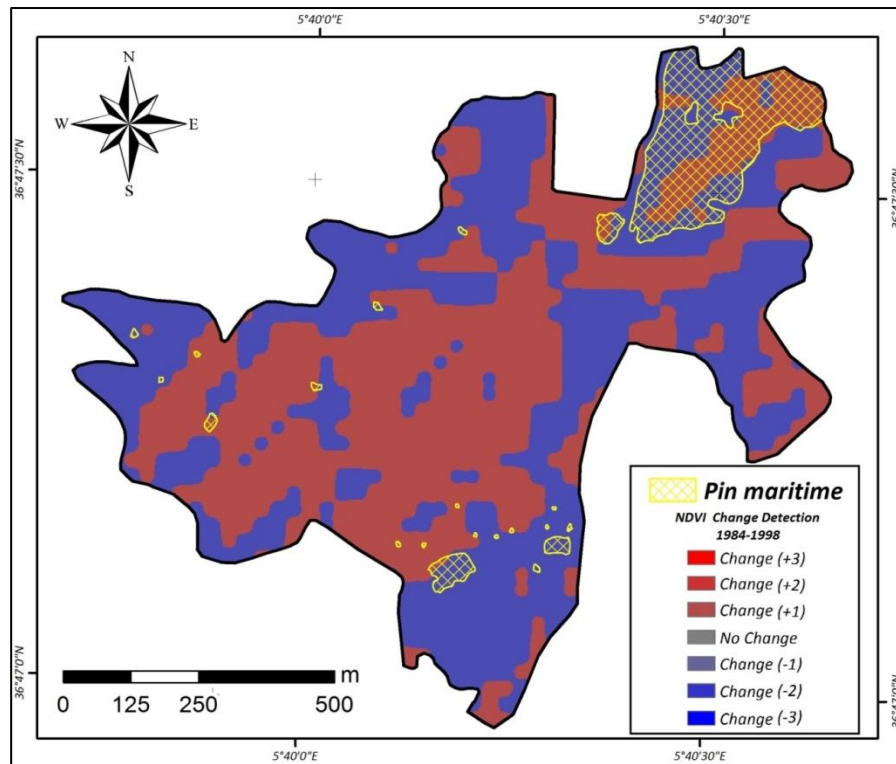


Figure 13 : Détection des changements du NDVI entre 1984 et 1998 (MELIANI & GANA, 2020)

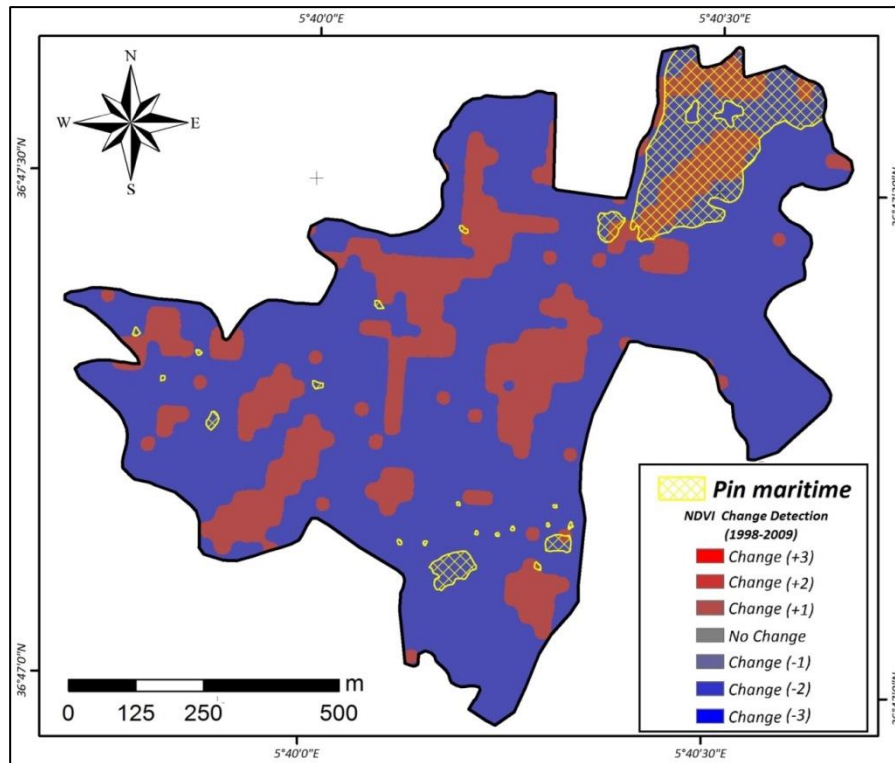


Figure 14 : Détection des changements du NDVI entre 1998 et 2009 (MELIANI & GANA, 2020)

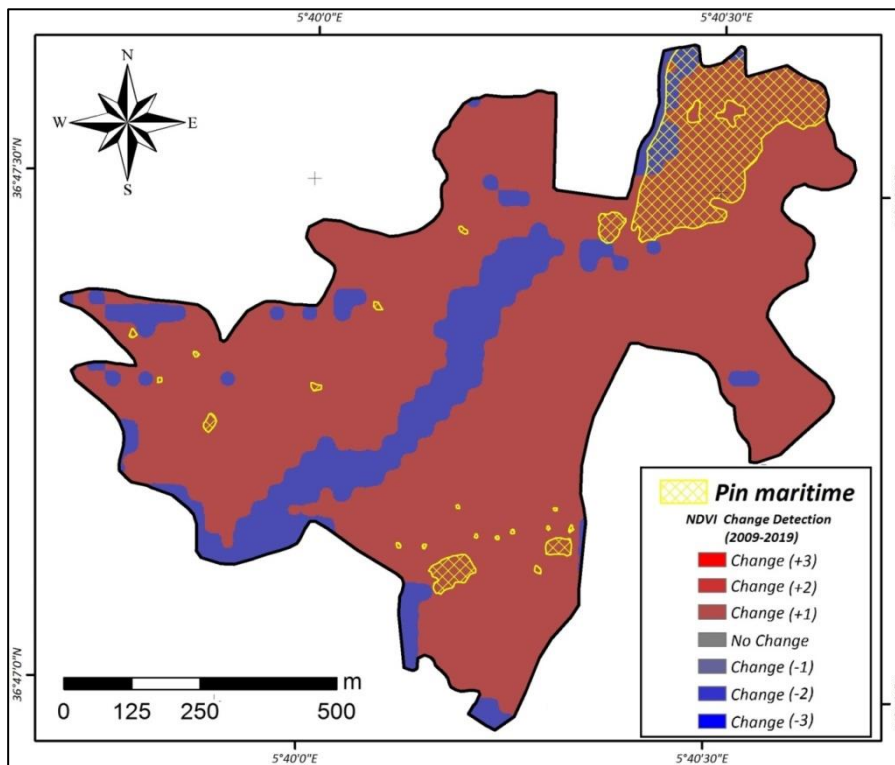


Figure 15 : Détection des changements du NDVI entre 2009 et 2019

Mise à part le changement du NDVI lié à l'ouverture récente de la route dans la subéraie de Kissir, les surfaces qui ont subi le plus de changements entre 1984 et 2019 sont celles des zones en mosaïque, où il y a le plus d'enrésinement par le pin maritime.

3. Déterminants de l'enrésinement de la subéraie de Kissir par le pin maritime

3.1. Relation entre la pente et l'enrésinement de la subéraie de Kissir par le pin maritime

La figure 16 représente la superposition des classes de pentes aux surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Kissir.

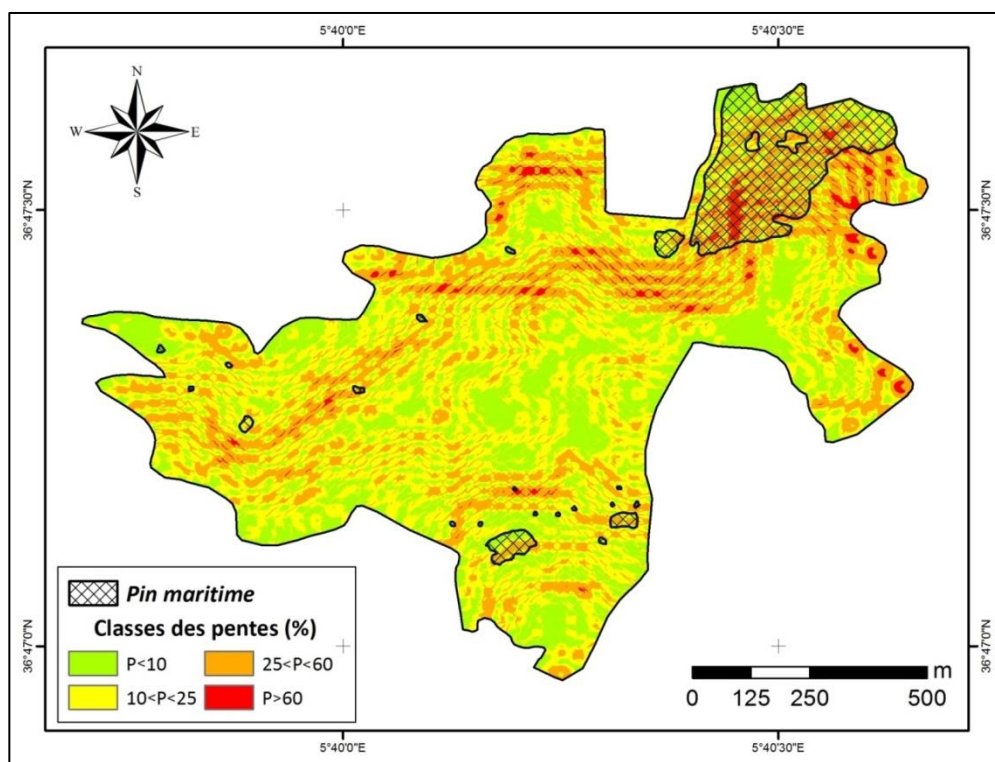


Figure 16 : Classes des pentes et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Kissir (MELIANI & GANA, 2020)

Les surfaces de la subéraie de Kissir envahies par le pin maritime sont à 31,09 % situées sur des pentes moyennes, et à 44,90 % situées sur des pentes fortes, quant aux pentes très fortes qui représentent 7,05 % de la subéraie de Kissir, sont couvertes par 8,26 % de l'enrésinement

(Tableaux 4 et 5). Sur ce terrain accidenté le sol est peu profond avec des affleurements rocheux par endroits.

Tableau 4 : Classes des pentes de la subéraie de Kissir

Valeurs (%)	Classes	Surface (ha)	Surface (%)
P < 10	Faible	11,81434603	9,400702544
10 < P < 25	Moyenne	32,06751054	25,51619254
20 < P < 60	Forte	47,25738391	37,60281001
P > 60	Très forte	8,860759522	7,050526908

Tableau 5 : Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des pentes (subéraie de Kissir)

Valeurs	Classes	Surface (ha)	Surface (%)
P < 10	Faible	1,17339318	15,72763002
10 < P < 25	Moyenne	2,32017539	31,09857866
20 < P < 60	Forte	3,35057226	44,90955099
P > 60	Très forte	0,61657117	8,264240336

3.2. Relation entre l'exposition et l'enrésinement de la subéraie de Kissir par le pin maritime

La figure 17 représente la superposition des expositions aux surfaces envahies par le pin maritime.

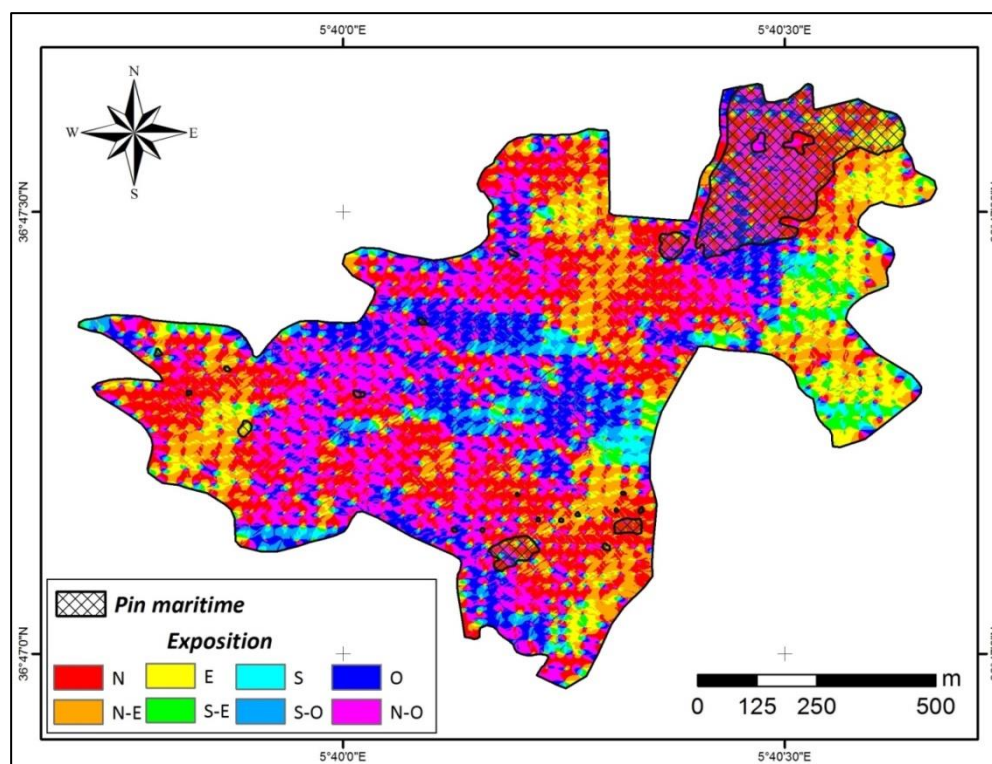


Figure 17 : Expositions et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Kissir (MELIANI & GANA, 2020)

L'exposition qui totalise le plus de surfaces enrésinées est le nord-ouest avec 37,97 %, sachant que c'est celle qui domine dans le site (34,10 %), viennent les expositions : nord avec 31,34 %, ouest avec 11,99 % et nord-est avec 9,46 % de surfaces enrésinées (Tableau 6 et 7).

Tableau 6 : Expositions de la subéraie de Kissir

Exposition	Surface (ha)	Surface (%)
N	18,06357505	22,70142
N-E	9,678786064	12,16383
E	6,501192896	8,170383
S-E	2,962484265	3,723106
S	1,440003638	1,809727

S-O	1,607186723	2,019834
O	12,18095957	15,30844
N-O	27,13604379	34,10326
Plat	0	0

Tableau 7 : Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des expositions (subéraie de Kissir)

Exposition	surface (ha)	surface (%)
N	2,33875286	31,34758
N-E	0,705943865	9,462151
E	0,348051413	4,665123
S-E	0,105740952	1,417304
S	0,074811974	1,002746
S-O	0,158962893	2,130667
O	0,895132803	11,99795
N-O	2,83331524	37,97647
Plat	0	0

3.3. Relation entre le réseau hydrographique et l'enrésinement de la subéraie de Kissir par le pin maritime

La figure 18 représente la superposition des bassins versants et réseaux hydrographiques aux surfaces envahies par le pin maritime.

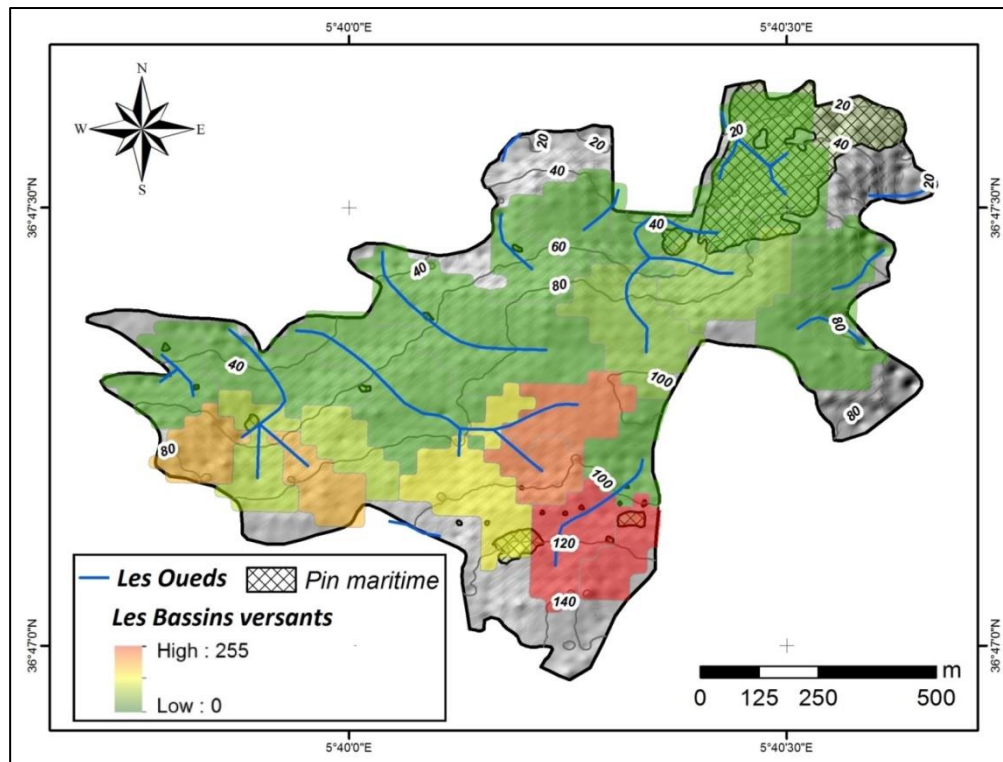


Figure 18 : réseaux hydrographiques et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Kissir (MELIANI & GANA, 2020)

Selon la figure 18, le bouquet de pin maritime au nord-est de la subéraie de Kissir est parcouru par un oued et ses ravines, mais le bouquet n'est pas profilé selon la zone alluviale.



Photo : La subéraie de Kissir sujette à l' enrésinement par le pin maritime

II. Chorologie de l'enrésinement de la subéraie de Seraïdi

II.1. Chorologie de l'enrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi

1. Carte de végétation de la station (1) de la subéraie de Seraïdi enrésinée par le pin maritime

La Figure 19 représente la station (1) de la subéraie de Seraïdi en 2020 enrésinée par le pin maritime.

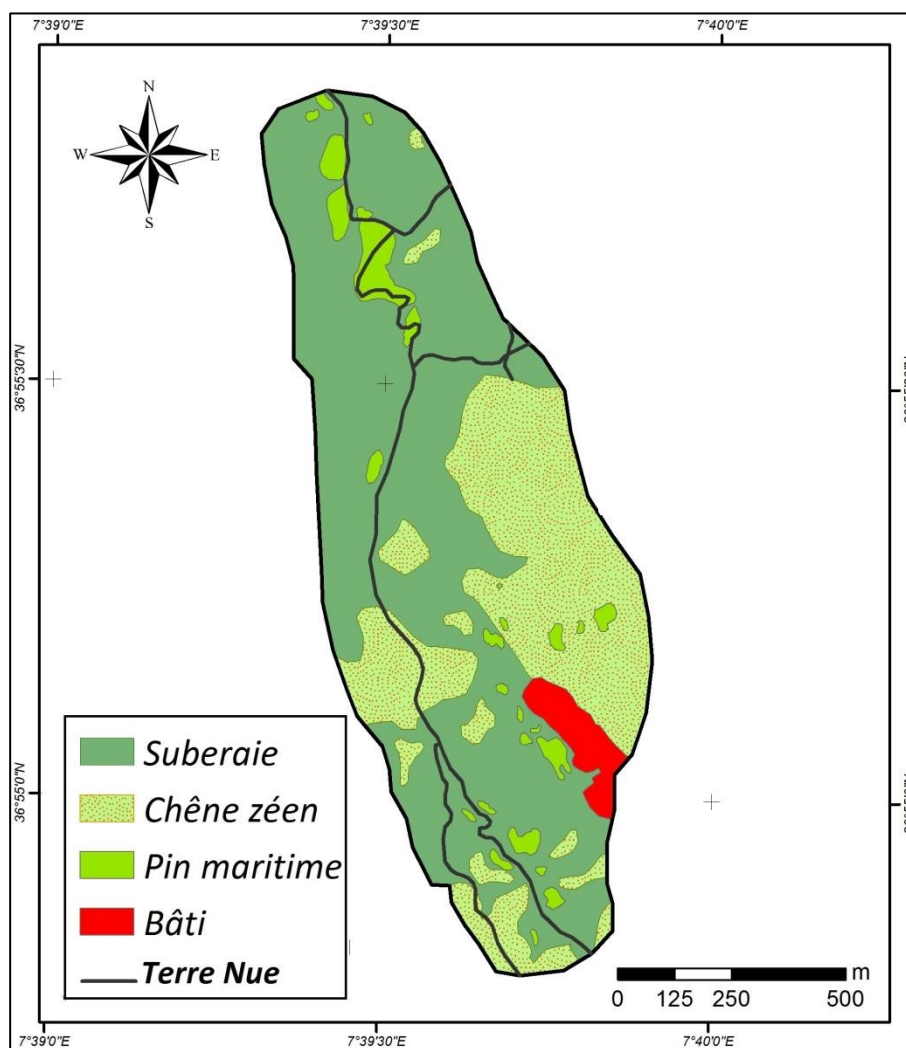


Figure 19 : La station (1) de la subéraie de Seraïdi en 2020 enrésinée par le pin maritime (MELIANI & GANA, 2020)

La Figure 19 montre que la station (1) de Seraïdi est constituée aussi de Chêne zéen (30,60 %) en plus du Chêne-liège (61,45 %) (Tableau 8). L'enrésinement par le pin maritime y représente 5,11 % seulement, sous forme de petits bouquets dispersés dans la partie sud et de bouquets de

taille moyenne plus ou moins continus dans la partie nord, où ils sont regroupés sur les bords d'une piste (terre nue sur la Figure 19).

Tableau 8 : Classes thématiques de la subéraie de Seraïdi (station (1))

type	Surface (ha)	Surface (%)
Subéraie	58,40	61,45
Chêne zéen	29,08	30,60
Pin maritime	4,85	5,11
Bâti	2,71	2,85

2. Série multi-dates du NDVI de la station (1) de la subéraie de Seraïdi et surfaces enrésinées par le pin maritime

Les figures 20, 21, 22, 23 et 24 représentent la série multi-dates du NDVI de la station (1) de subéraie de Seraïdi de 1984 à 2019, superposée aux surfaces enrésinées par le pin maritime en 2020.

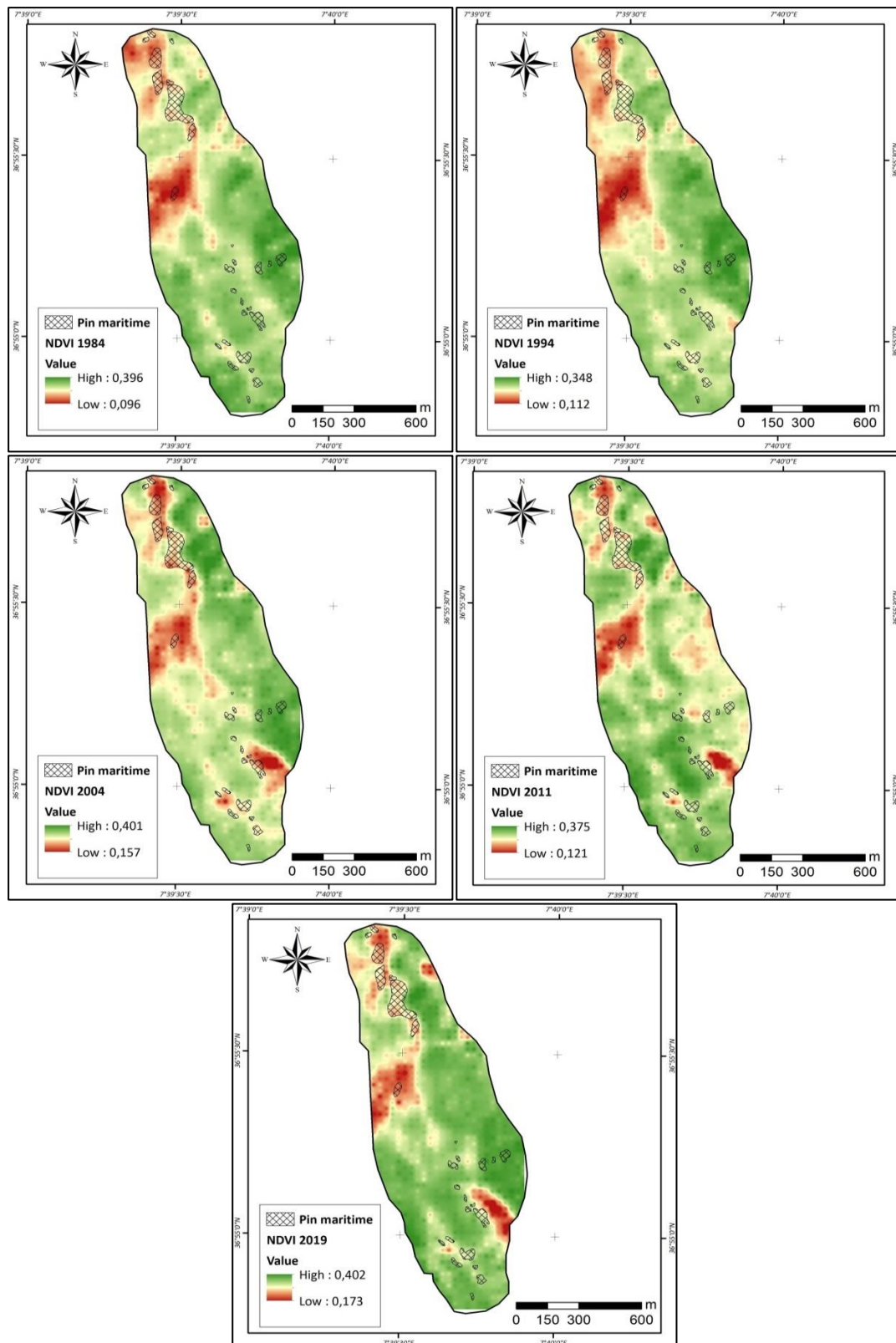
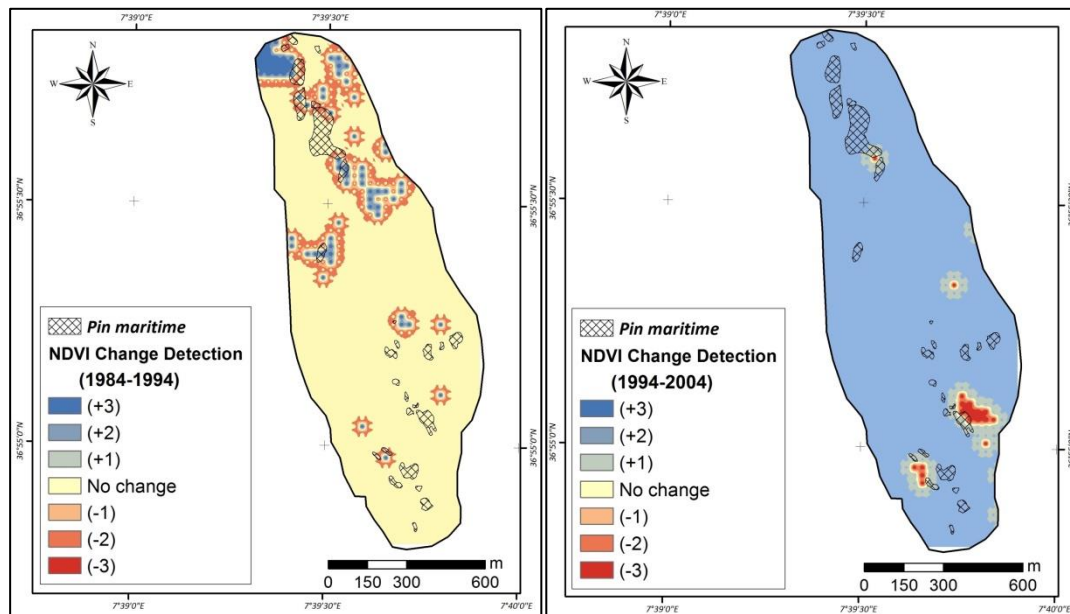
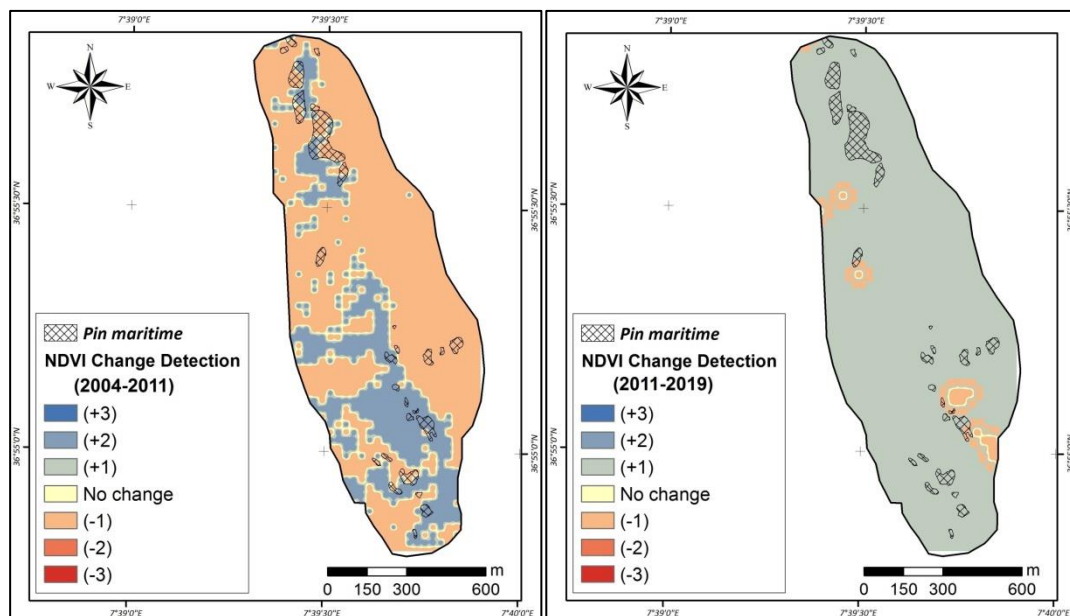


Figure 20, 21, 22, 23 et 24 : Série multi-dates du NDVI de la station (1) de la subéraie de Seraïdi de 1984 à 2019 et surfaces enrésinées (MELIANI & GANA, 2020)

Les figures 25, 26, 27 et 28 représentent les changements détectés du NDVI de la station (1) de la subéraie de Seraiidi entre 1984 et 2019, superposés aux surfaces enrésinées par le pin maritime en 2020.



**Figure 25 et 26 : Détection des changements du NDVI entre 1984 - 1994 et 1994 – 2004
(MELIANI & GANA, 2020)**



**Figure 27 et 28 : Détection des changements du NDVI entre 2004 - 2011 et 2011 – 2019
(MELIANI & GANA, 2020)**

La série multi-dates du NDVI pour la station (1) de Seraïdi et les cartes de changement du NDVI montrent que tout au long de la période 1984 – 2019 il y a eu des régressions et des progressions de la végétation, plus prononcées entre 2004 et 2011 dans la partie nord du site. Ce qui correspond à la zone où l'énrésinement est sous forme de bouquets continus regroupés sur les bords de la piste.

3. Déterminants de l'énrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime

3.1. Relation entre la pente et l'énrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime

La figure 29 représente la superposition des classes de pentes aux surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Seraïdi (station (1)).

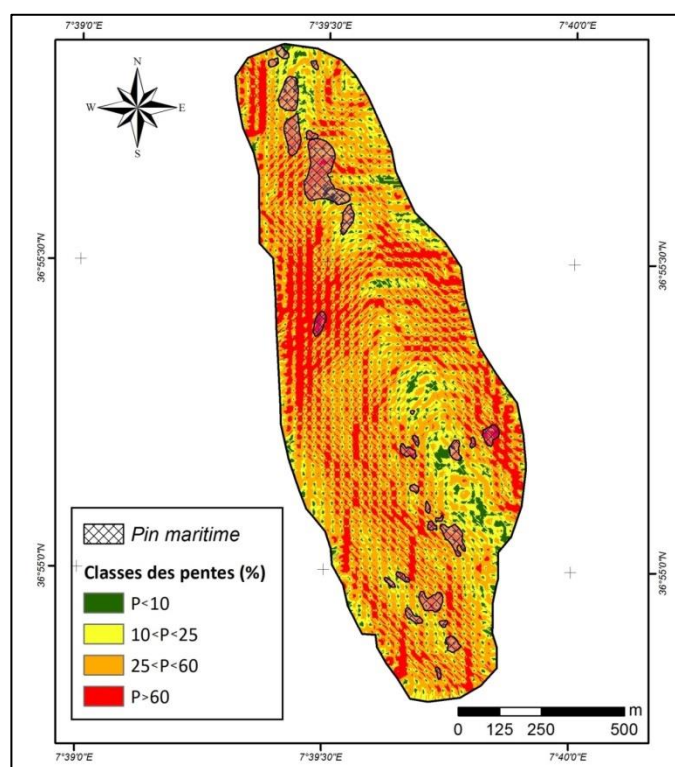


Figure 29 : Classes des pentes et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (1) de la subéraie de Seraïdi (MELIANI & GANA, 2020)

Les pentes fortes sont dominantes dans la station (1) de la subéraie de Seraïdi avec 49,87 % (Tableau 9). Les surfaces envahies par le pin maritime sont à 49,15 % situées sur des pentes

fortes et à 32,66 % situées sur des pentes moyennes, quant aux pentes très fortes elles sont couvertes par 8,37 % de l'enrésinement (Tableau 10). Des affleurements rocheux existent par endroits et le sol n'est pas très profond sur les pentes fortes et très fortes.

Tableau 9 : Classes des pentes de la station (1) de la subéraie de Seraïdi

Valeurs (%)	Classes	Surface (ha)	Surface (%)
P < 10	Faible	6,713114	7,06269
10 < P < 25	Moyenne	20,58695	21,65899
20 < P < 60	Forte	47,40938	49,87815
P > 60	Très forte	20,34094	21,40016

Tableau 10 : Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des pentes (subéraie de Seraïdi – station (1))

Valeurs (%)	Classes	Surface (ha)	Surface (%)
P < 10	Faible	0,48	9,83
10 < P < 25	Moyenne	1,58	32,66
20 < P < 60	Forte	2,38	49,15
P > 60	Très forte	0,41	8,37

3.2. Relation entre l'exposition et l'enrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime

La figure 30 représente la superposition des expositions aux surfaces envahies par le pin maritime dans la station (1) de la subéraie de Seraïdi.

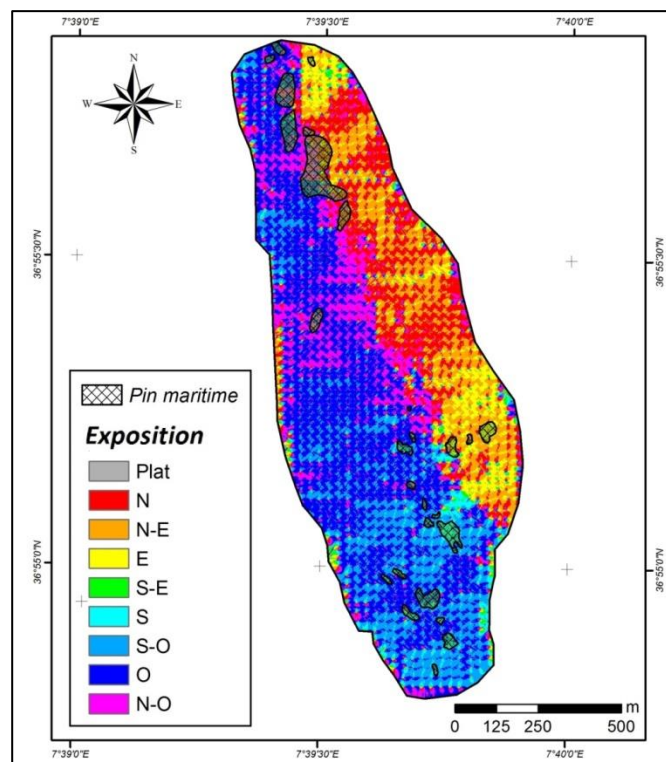


Figure 30 : Expositions et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (1) de la subéraie de Seraïdi (MELIANI & GANA, 2020)

L'exposition qui totalise le plus de surfaces enrésinées est l'ouest avec 31,25 %, suivie par le nord-ouest avec 23,37 %, le sud-ouest 16,93 %, le nord 14,45 % et le nord-est avec 8,31 % (Tableau 12).

Tableau 11 : Expositions de la station (1) de la subéraie de Seraïdi

Exposition	Surface (ha)	Surface (%)
N	12,3	12,95
N-E	12,15721	12,79303
E	5,409398	5,692306
S-E	1,561005	1,642644
S	2,760796	2,905184
S-O	16,11133	16,95394
O	31,6651	33,32116

N-O	13,06213	13,74527
-----	----------	----------

Tableau 12 : Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des expositions (subéraie de Seraïdi – station (1))

Exposition	surface (ha)	surface (%)
N	0,701118	14,45605
N-E	0,403285	8,31515
E	0,103372	2,13139
S-E	0,035906	0,740337
S	0,135499	2,793797
S-O	0,82131	16,93423
O	1,515814	31,2539
N-O	1,133695	23,37516

3.3. Relation entre le réseau hydrographique et l'enrésinement de la station (1) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime

La figure 31 représente la superposition des bassins versants et du réseau hydrographique aux surfaces envahies par le pin maritime, dans la station (1) de la subéraie de Seraïdi.

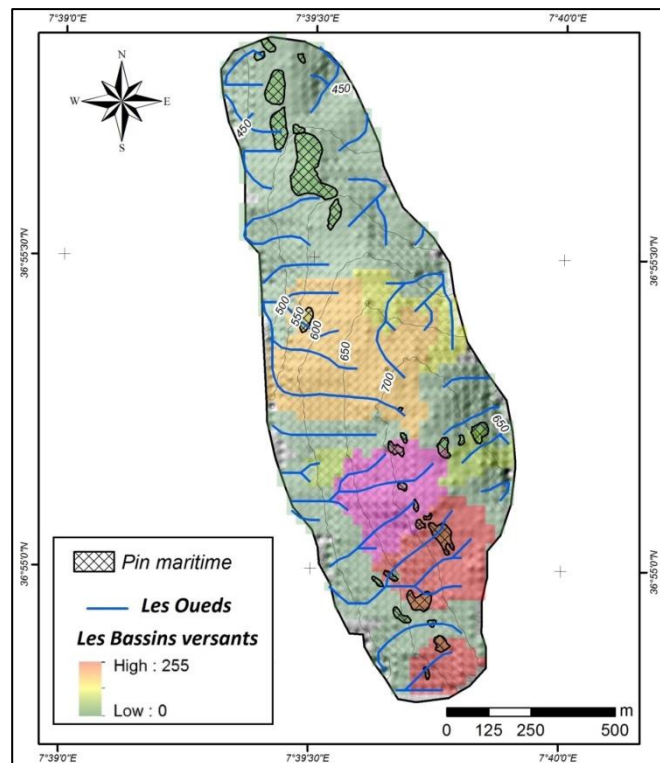


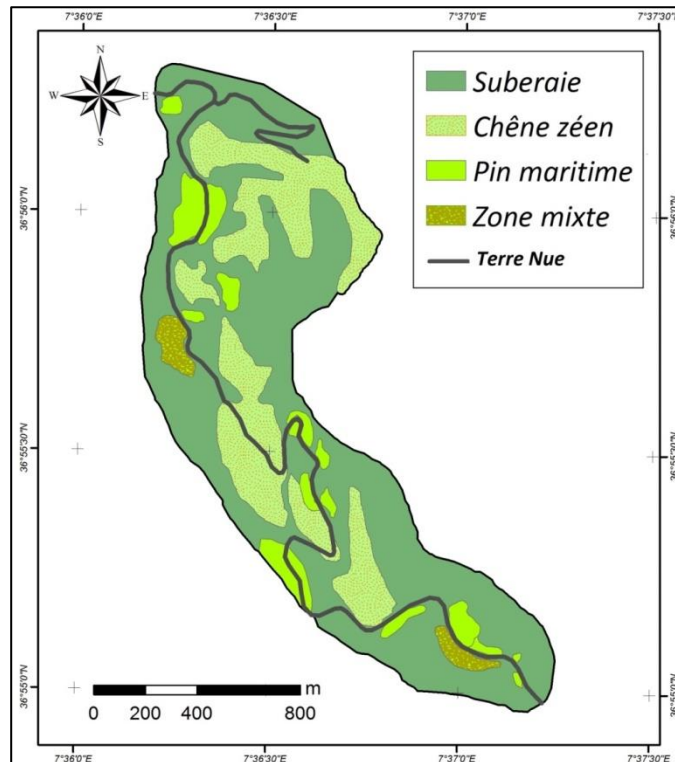
Figure 31 : Réseau hydrographique et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (1) de la subéraie de Seraïdi (MELIANI & GANA, 2020)

Selon la figure 31, les bouquets de pin maritime ne sont pas profilés selon les zones alluviales des oueds et ravines de la station (1) de la subéraie de Seraïdi, leur chorologie est donc indépendante des bassins versants et du réseau hydrographique.

II.2. Chorologie de l'enrésinement de la station (2) de la subéraie de Seraïdi

1. Carte de végétation de la station (2) de la subéraie de Seraïdi enrésinée par le pin maritime

La figure 32 représente la station (2) de la subéraie de Seraïdi en 2020 enrésinée par le pin maritime.



**Figure 32 : La station (2) de la subéraie de Seraïdi en 2020 enrésinée par le pin maritime.
(MELIANI & GANA, 2020)**

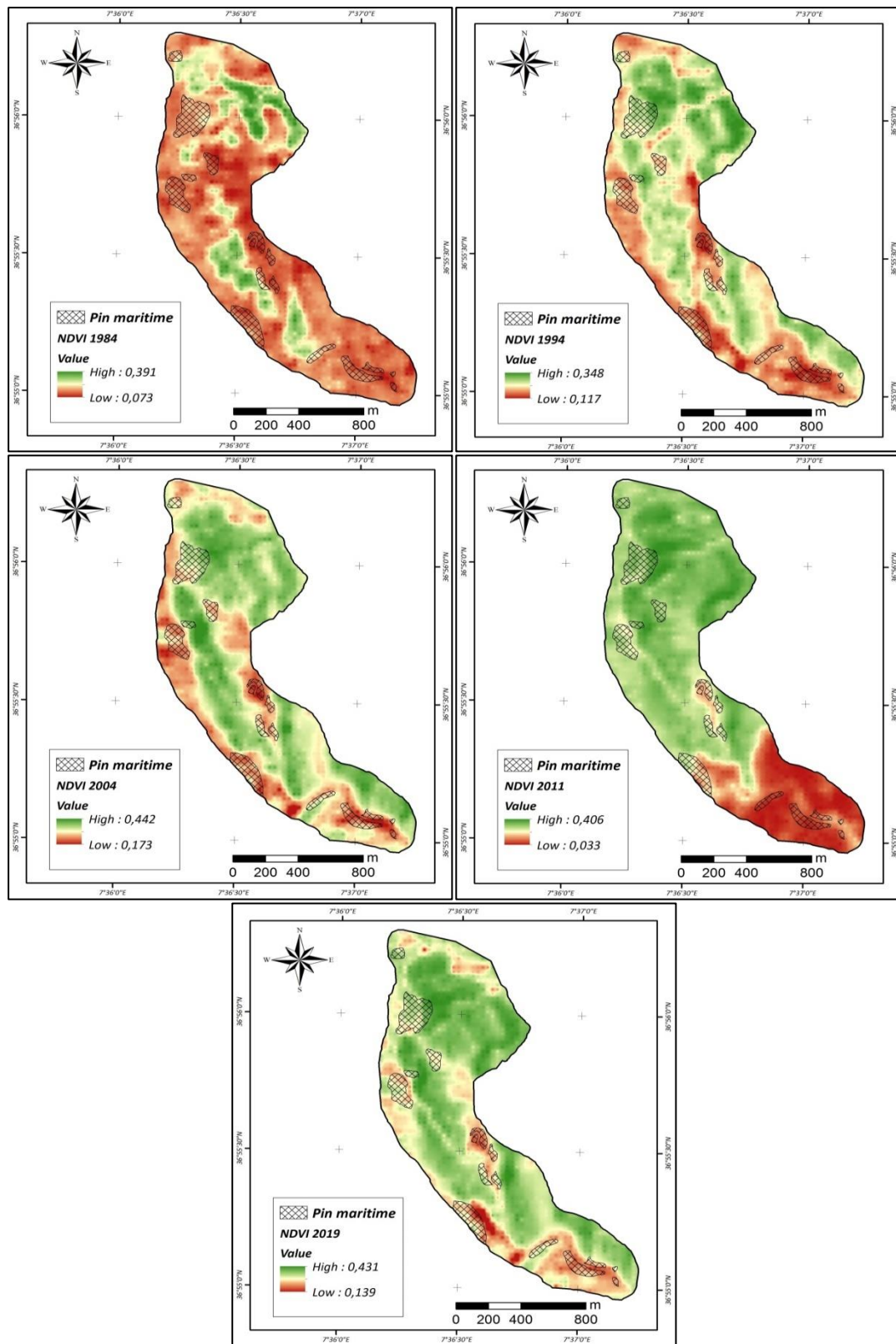
La figure 32 montre que la station (2) de Seraïdi se présente sous forme de mosaïque, constituée majoritairement de Chêne-liège (66,05 %), le Chêne zéen représente 24,59 %, les surfaces enrésinées par le pin maritime représentent 7,11 % regroupées sur les bords de la route, la zone mixte de Chêne-liège et de pin maritime représente 2,23 % (Tableau 13).

Tableau 13 : Classes thématiques de la subéraie de Seraïdi (station (2))

Type	Surface (ha)	Surface (%)
Subéraie	110,72	66,0541701
Chêne zéen	41,23	24,5973034
Pin maritime	11,92	7,11132323
Zone mixte	3,75	2,2372032

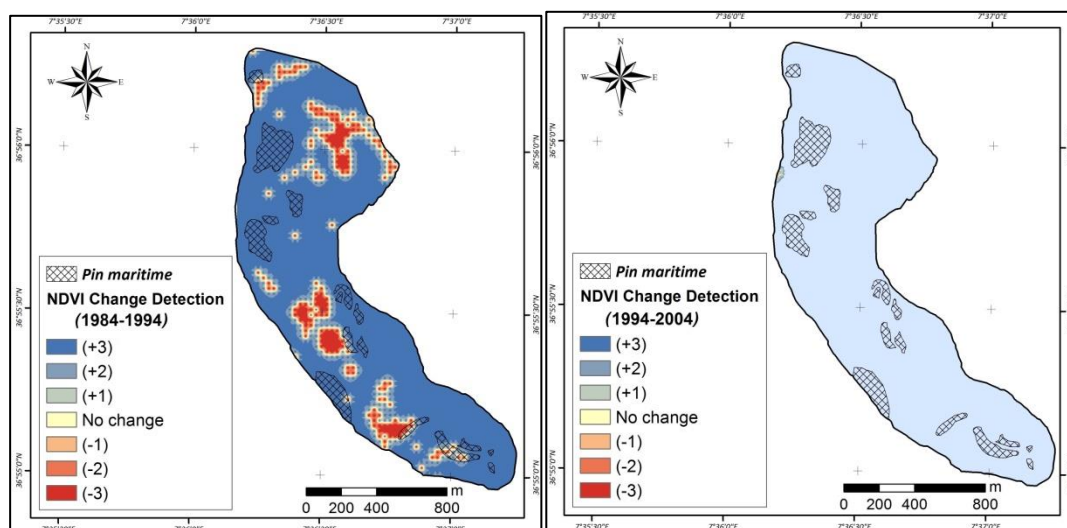
2. Série multi-dates du NDVI de la station (2) de la subéraie de Seraïdi et surfaces enrésinées par le pin maritime

Les figures 33, 34, 35, 36 et 37 représentent la série multi-dates du NDVI de la station (2) de subéraie de Seraïdi de 1984 à 2019, superposée aux surfaces enrésinées par le pin maritime en 2020.

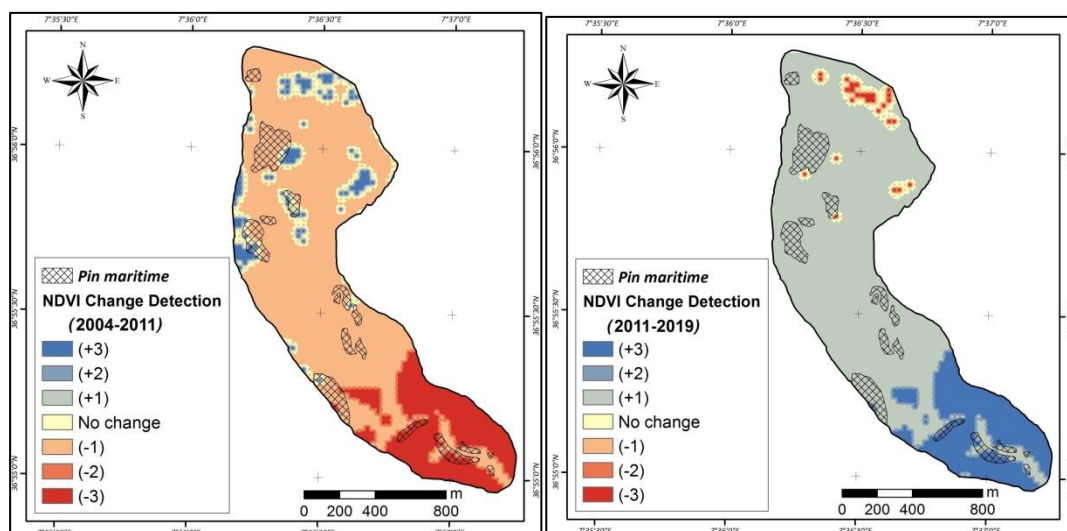


Figures 33, 34, 35, 36 et 37 : Série multi-dates du NDVI de la station (2) de la subéraie de Seraïdi de 1984 à 2019 et surfaces enrésinées (MELIANI & GANA, 2020)

Les figures 38, 39, 40 et 41 représentent les changements détectés du NDVI de la station (2) de la subéraie de Seraïdi entre 1984 et 2019, superposés aux surfaces enrésinées par le pin maritime en 2020.



**Figures 38 et 39 : Détection des changements du NDVI entre 1984 - 1994 et 1994 – 2004
(MELIANI & GANA, 2020)**



**Figures 40 et 41 : Détection des changements du NDVI entre 2004 - 2011 et 2011 – 2019
(MELIANI & GANA, 2020)**

La série multi-dates du NDVI pour la station (2) de Seraïdi et les cartes de changement du NDVI montrent que l'ensemble du site a subi des changements, d'abord une régression de la végétation qui remonte à 1984 où le NDVI enregistrait des valeurs très basses, puis une

remonté biologique jusqu'en 2004 où une autre régression s'est opérée, prononcée surtout dans la partie sud-est.

3. Déterminants de l'enrésinement de la station (2) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime

3.1. Relation entre la pente et l'enrésinement de la station (2) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime

La figure 42 représente la superposition des classes de pentes aux surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Seraïdi (station (2)).

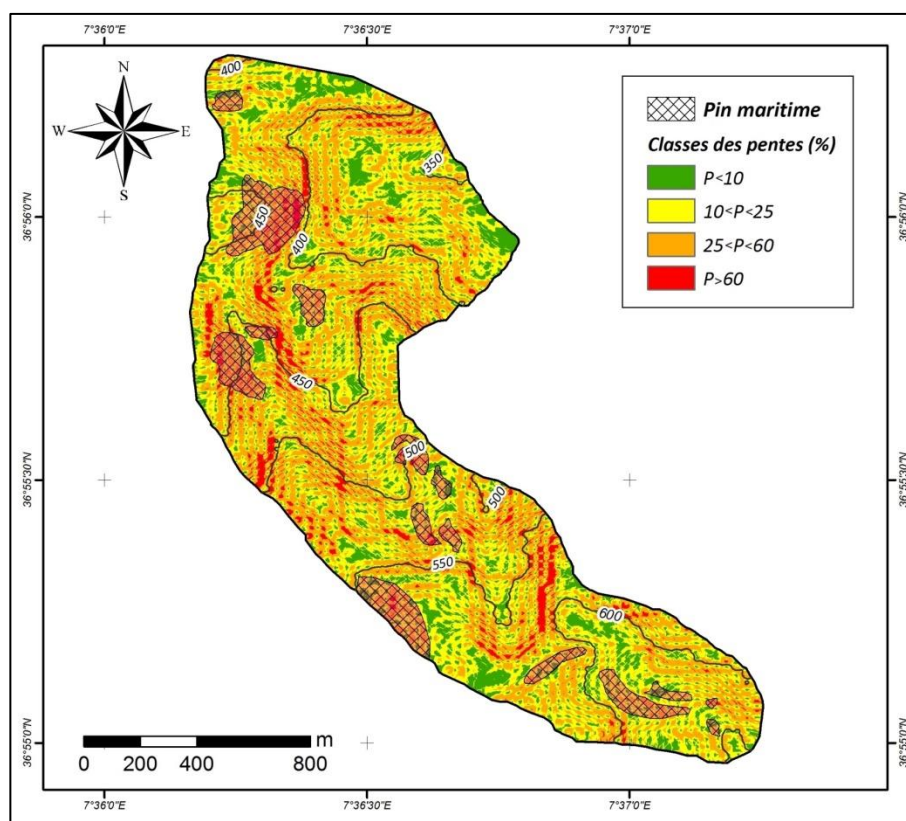


Figure 42 : Classes des pentes et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (2) de la subéraie de Seraïdi (MELIANI & GANA, 2020)

Les pentes fortes (40,41 %) et moyennes (37,32 %) dominent dans la station (2) de la subéraie de Seraïdi (Tableau 14). 41,85 % des surfaces enrésinées sont situées sur des pentes moyennes, 37,50 % sur des pentes fortes et 15,44 % sur des pentes faibles (Tableau 15).

Tableau 14 : Classes des pentes de la station (2) de la subéraie de Seraïdi

Valeurs (%)	Classes	Surface (ha)	Surface (%)
P < 10	Faible	28,38096264	16,99279246
10 < P < 25	Moyenne	62,33320442	37,32132767
20 < P < 60	Forte	67,498006	40,4136964
P > 60	Très forte	8,805476941	5,272183473

Tableau 15 : Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des pentes (subéraie de Seraïdi – station (2))

Valeurs (%)	Classes	Surface (ha)	Surface (%)
P < 10	Faible	2,419750707	15,4478467
10 < P < 25	Moyenne	6,556510149	41,85718941
20 < P < 60	Forte	5,874020582	37,50013139
P > 60	Très forte	0,813718562	5,194832498

3.2. Relation entre l'exposition et l'énrésinement de la station (2) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime

La figure 43 représente la superposition des expositions aux surfaces envahies par le pin maritime dans la station (2) de la subéraie de Seraïdi.

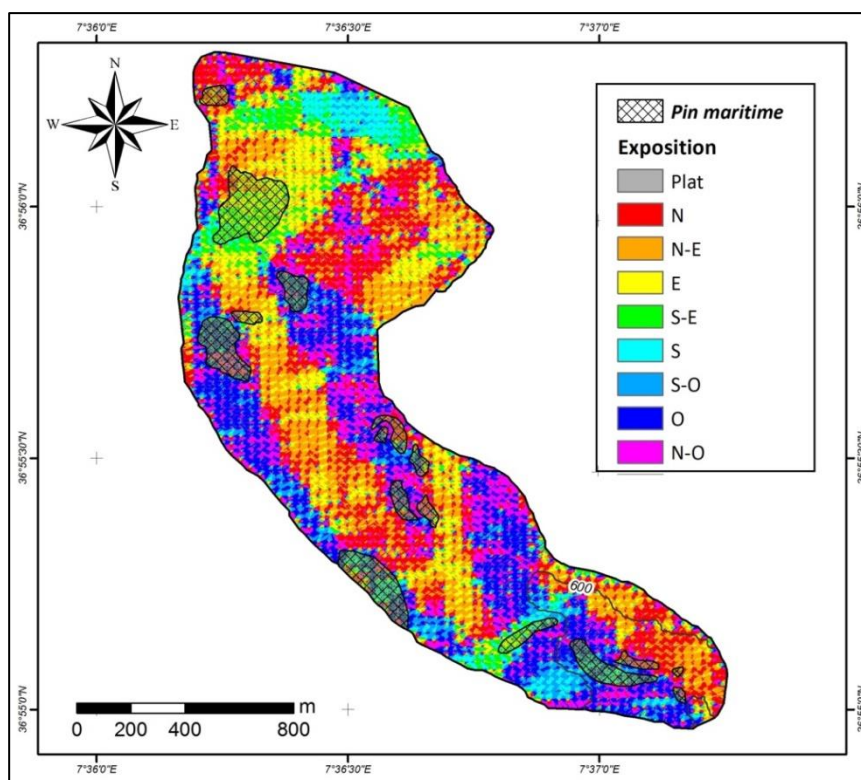


Figure 43 : Expositions et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (2) de la subéraie de Seraïdi (MELIANI & GANA, 2020)

La station (2) de la subéraie de Seraïdi n'a pas d'exposition dominante. 28,48 % des surfaces enrésinées sont situées sur l'exposition ouest bien que celle-ci est en deuxième position dans le site (17,30 %), derrière l'exposition nord-est (18,42 % du site) qui compte seulement 6,82 % des surfaces enrésinées (Tableau 16 et 17).

Tableau 16 : Expositions de la station (2) de la subéraie de Seraïdi

Exposition	Surface (ha)	Surface (%)
N	27,3	16,35
N-E	30,76755777	18,42174032
E	20,64796603	12,36274491
S-E	11,76361571	7,04333686
S	9,552039483	5,719179669
S-O	13,18661381	7,895341487
O	28,89888456	17,30289258
N-O	24,90164335	14,90958791

Tableau 17 : Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des expositions (subéraie de Seraïdi – station (2))

Exposition	surface (ha)	surface (%)
N	1,22	7,80
N-E	1,07	6,82
E	1,83	11,65
S-E	1,78	11,34
S	0,86	5,51
S-O	2,21	14,13
O	4,46	28,48
N-O	2,23	14,26

3.3. Relation entre le réseau hydrographique et l'enrésinement de la station (2) de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime

La figure 44 représente la superposition des bassins versants et du réseau hydrographique aux surfaces envahies par le pin maritime, dans la station (2) de la subéraie de Seraïdi.

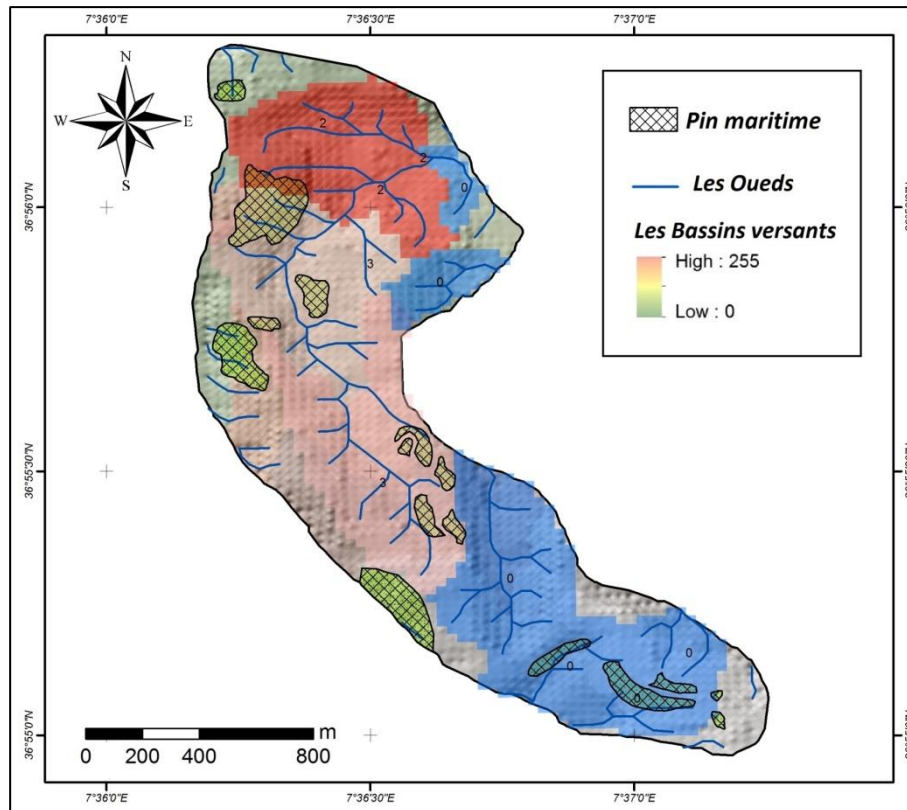
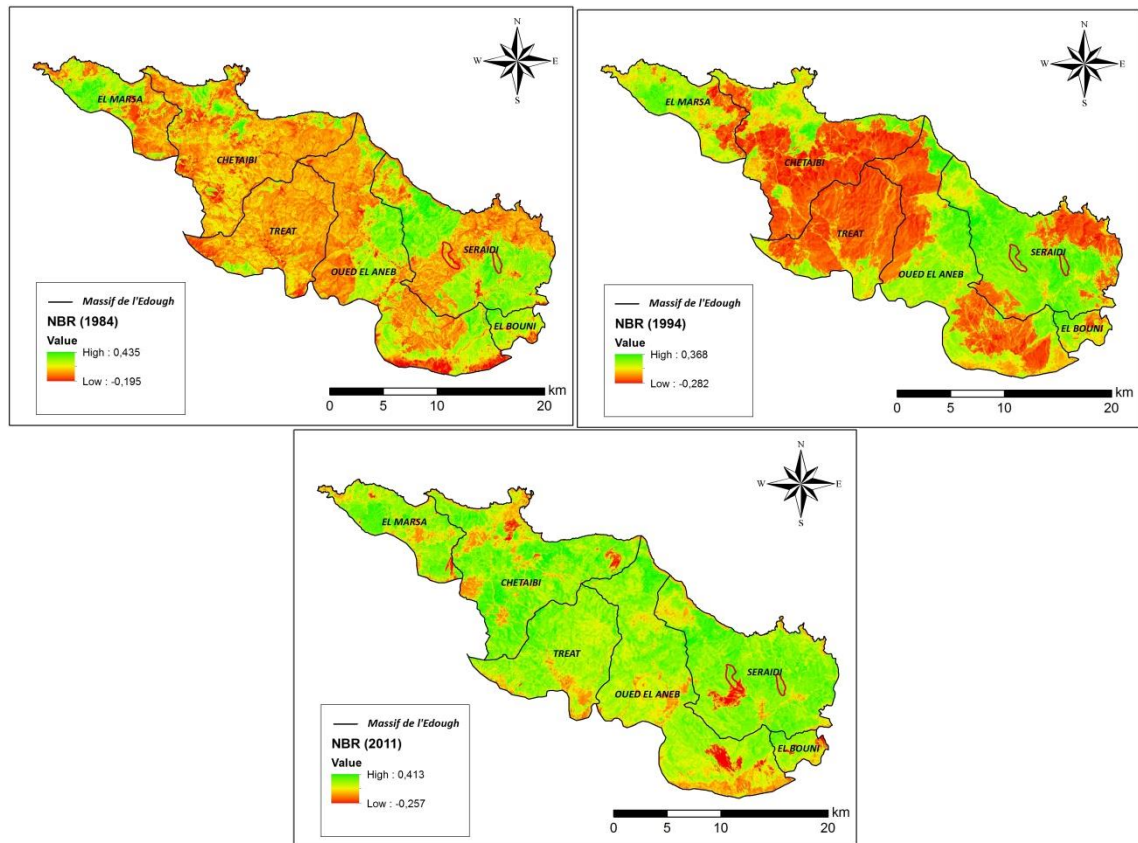


Figure 44 : Réseau hydrographique et surfaces envahies par le pin maritime dans la station (2) de la subéraie de Seraïdi (MELIANI & GANA, 2020)

Selon la figure 44, les bouquets de pin maritime ne sont pas profilés selon les zones alluviales des oueds et ravines de la station (2) de la subéraie de Seraïdi, leur chorologie est donc indépendante des bassins versants et du réseau hydrographique.

II.3. Relation entre l'incendie et l'enrésinement de la subéraie de Seraïdi par le pin maritime

Les figures 45, 46 et 47 représentent le NBR du massif de l'Edough en 1984, 1994 et 2011.



**Figure 45, 46 et 47 : NBR du massif de l'Edough en 1984, 1994 et 2011
(MELIANI & GANA, 2020)**

Le NBR indique qu'en 1984 l'ensemble du massif a été touché par un grand incendie, la partie Nord de la station (1) de la subéraie de Seraïdi et l'ensemble de la station (2) n'ont pas été épargnées, contrairement à l'année 1994. En 2011 c'est la partie sud de la station (2) qui été touchée, cette fois par un incendie plus petit que les deux premiers.



Photo : La station (1) de subéraie de Seraïdi sujette à l' enrésinement par le pin maritime

III. Chorologie de l'enrésinement de la subéraie de Haddada

1. Carte de végétation de la subéraie de Haddada enrésinée par le pin maritime

La figure 48 représente la subéraie de Haddada en 2018 enrésinée par le pin maritime.

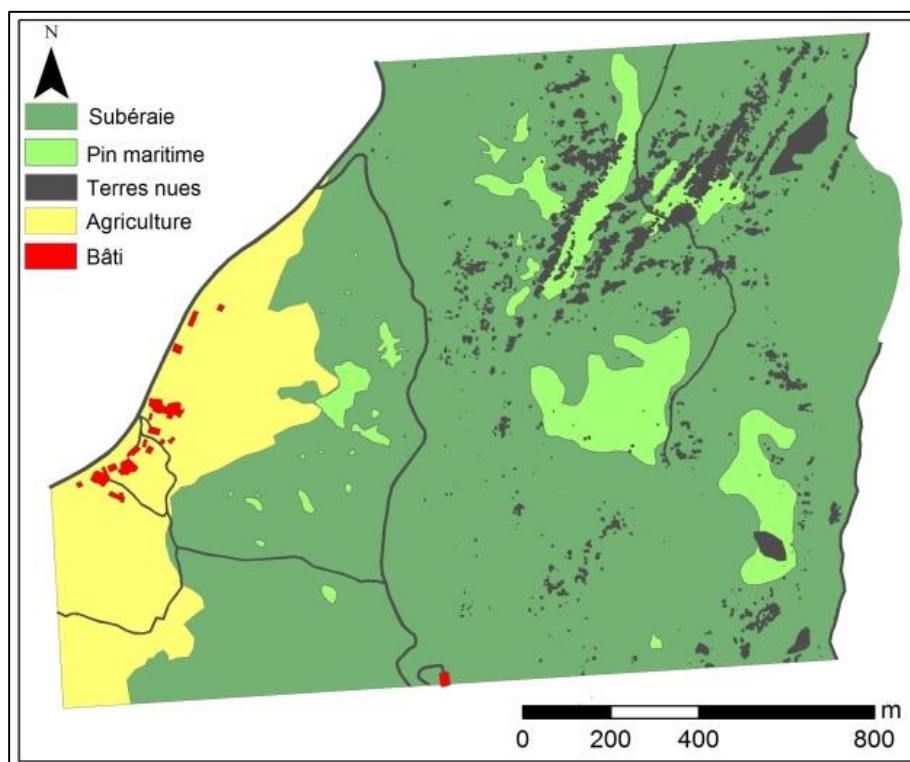


Figure 48 : La subéraie de Haddada en 2018 enrésinée par le pin maritime (MELIANI & GANA, 2020)

L'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime se présente sous forme de bouquets (Figure 48), dont la superficie varie de quelques mètres carrés à quelques hectares (6 ha). Ils sont répartis sur l'ensemble de la subéraie, majoritairement sur le flanc du versant au-dessus de 250 m d'altitude. La superficie totale envahie par le pin maritime est 17,96 ha, soit 7,98 % du site (et 9,37 % de la surface forestière).

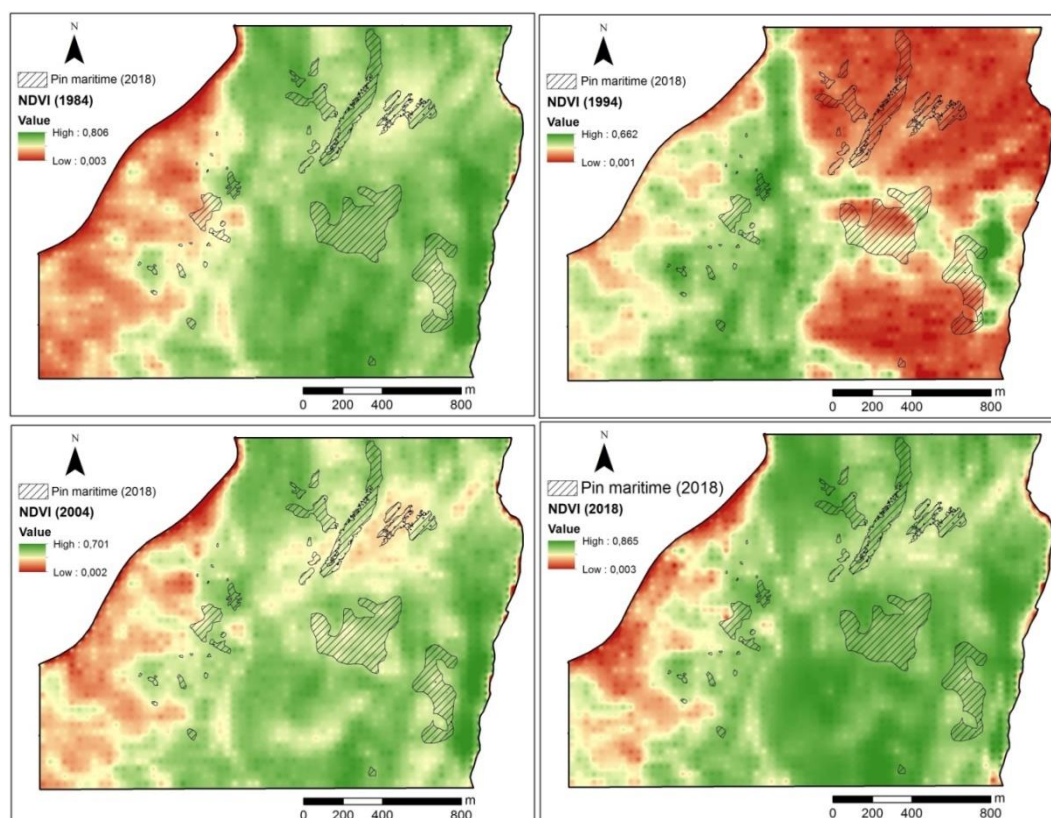
Tableau 18 : Classes thématiques de la subéraie de Haddada

Type	Surface (ha)	Surface (%)
Agriculture	28,210995	12,5456545

Bati	0,872138	0,387846725
Chêne-liège	163,860104	72,86989526
Résineux	17,96728	7,99019273
Roches / Terres nues	13,956149	

2. Série multi-dates du NDVI de la subéraie de Haddada et surfaces enrésinées par le pin maritime

Les figures 49, 50, 51 et 52 représentent la série multi-dates du NDVI de la subéraie de Haddada de 1984 à 2018, superposée aux surfaces enrésinées par le pin maritime en 2018.



Figures 49, 50, 51 et 52 : Série multi-dates du NDVI de la subéraie de Haddada enrésinée par le pin maritime (MELIANI & GANA, 2020)

Les figures 53, 54 et 55 représentent les changements détectés du NDVI de 1984 à 2018, superposés aux surfaces enrésinées par le pin maritime en 2018.

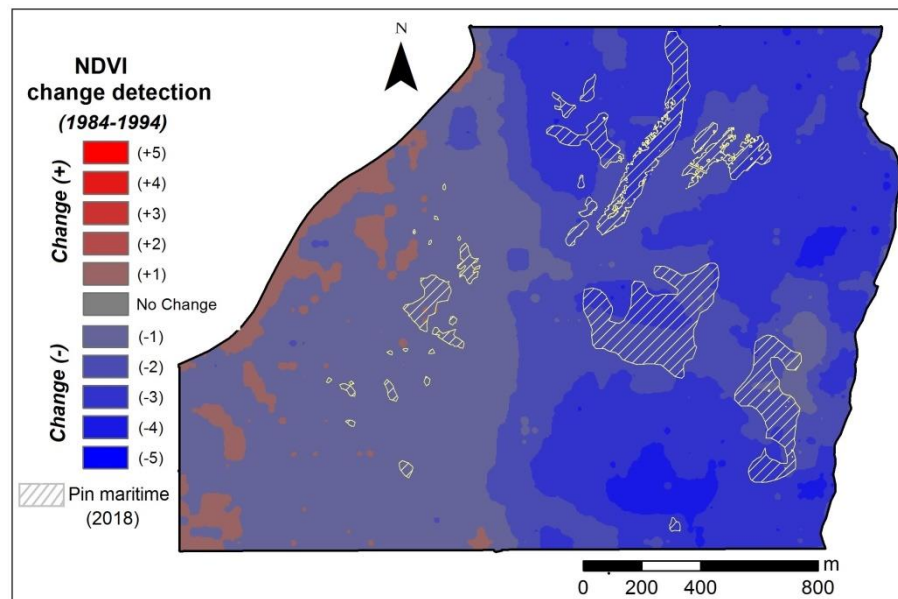


Figure 53 : Détection des changements du NDVI entre 1984 et 1994 (MELIANI & GANA, 2020)

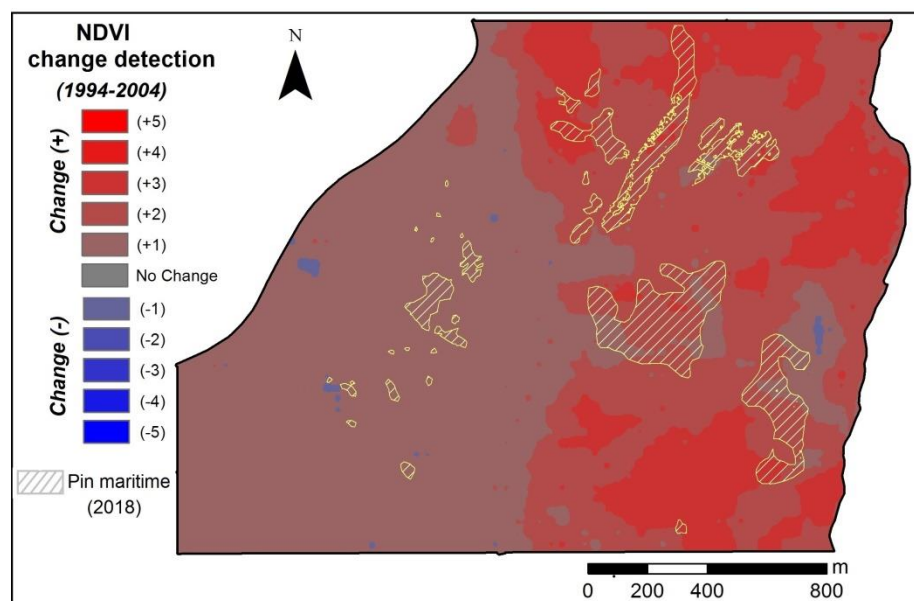


Figure 54 : Détection des changements du NDVI entre 1994 et 2004 (MELIANI & GANA, 2020)

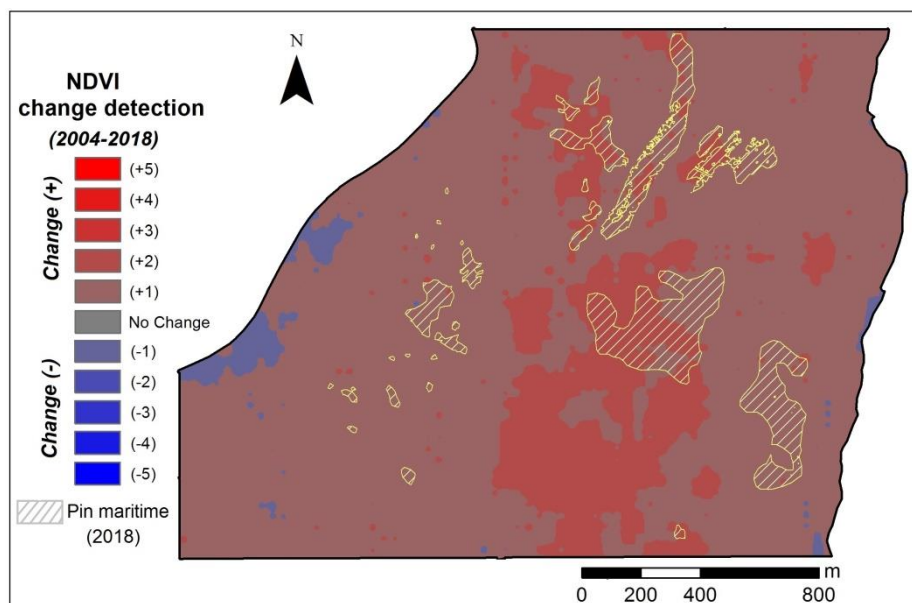


Figure 55 : Détection des changements du NDVI entre 2004 et 2018 (MELIANI & GANA, 2020)

Les surfaces qui ont subi le plus de changements entre 1984 et 2018 sont celles situées au-dessus de 250m d'altitude, ce qui correspond à la partie la plus enrésinée de la subéraie. Il y a eu d'abord une régression de la végétation entre 1984 et 1994 où l'ensemble du site enregistrerait des valeurs négatives du changement du NDVI, puis une progression de la végétation en deux temps : entre 1994 et 2004 où le changement du NDVI était entre +1 et +3 et entre 2004 et 2018 où il était entre +1 et +2.

3. Déterminants de l'enrésinement de la subéraie de Haddada par le pin maritime

3.1. Relation entre la pente et l'enrésinement de la subéraie de Haddada par le pin maritime

La figure 56 représente la superposition des classes de pentes aux surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Haddada.

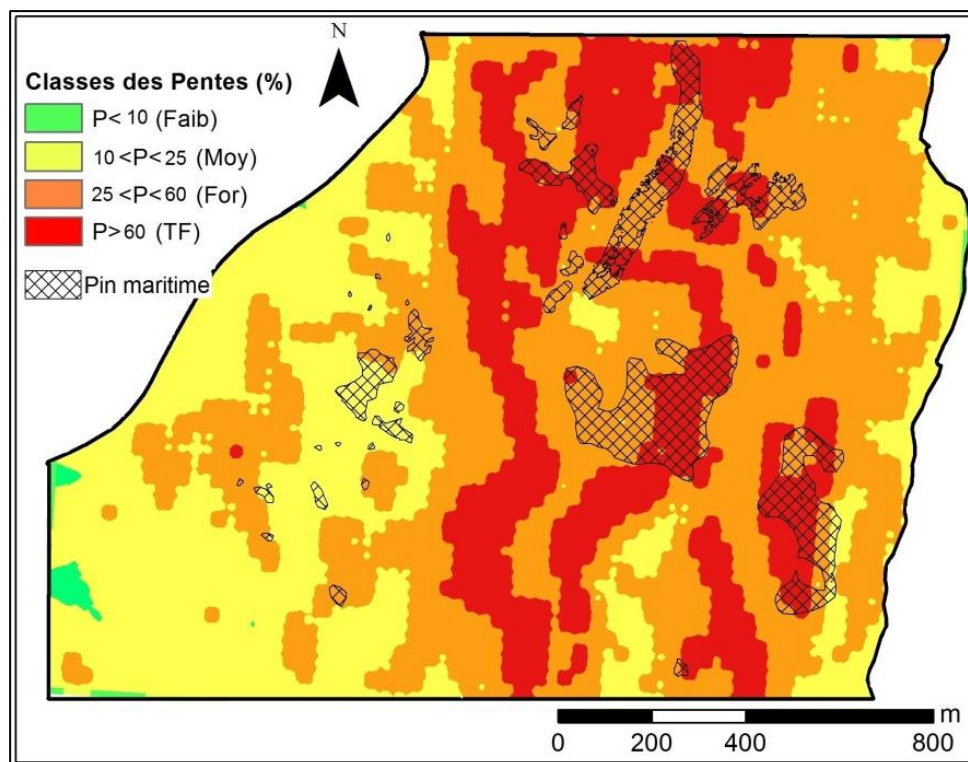


Figure 56 : Classes des pentes et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Haddada (MELIANI & GANA, 2020)

Les surfaces de la subéraie de Haddada envahies par le pin maritime sont à 46,78 % situées sur des pentes fortes, et à 44,89 % situées sur des pentes très fortes, alors que seules 8,34 % sont situées sur des pentes moyennes (Tableau 19). Sur ce terrain accidenté le sol est peu profond avec des affleurements rocheux (Photo).

Tableau 19 : Classes des pentes de la subéraie de Haddada

Valeurs	Classes	Surface (ha)	Surface (%)
P < 10	Faible	0,92	0,41
10 < P < 25	Moyenne	67,91	30,19
20 < P < 60	Forte	106,04	47,15
P > 60	Très forte	50,05	22,25

Tableau 20 : Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des pentes (subéraie de Haddada)

Valeurs (%)	Classes	Surface (ha)	Surface (%)
P < 10	Faible	0	0
10 < P < 25	Moyenne	1,49	8,34
20 < P < 60	Forte	8,35	46,78
P > 60	Très forte	8,02	44,89



Photo : La subéraie de Haddada sujette à l'énrésinement par le pin maritime

3.2. Relation entre l'exposition et l'enrésinement de la subéraie de Haddada par le pin maritime

La figure 57 représente la superposition des expositions aux surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Haddada.

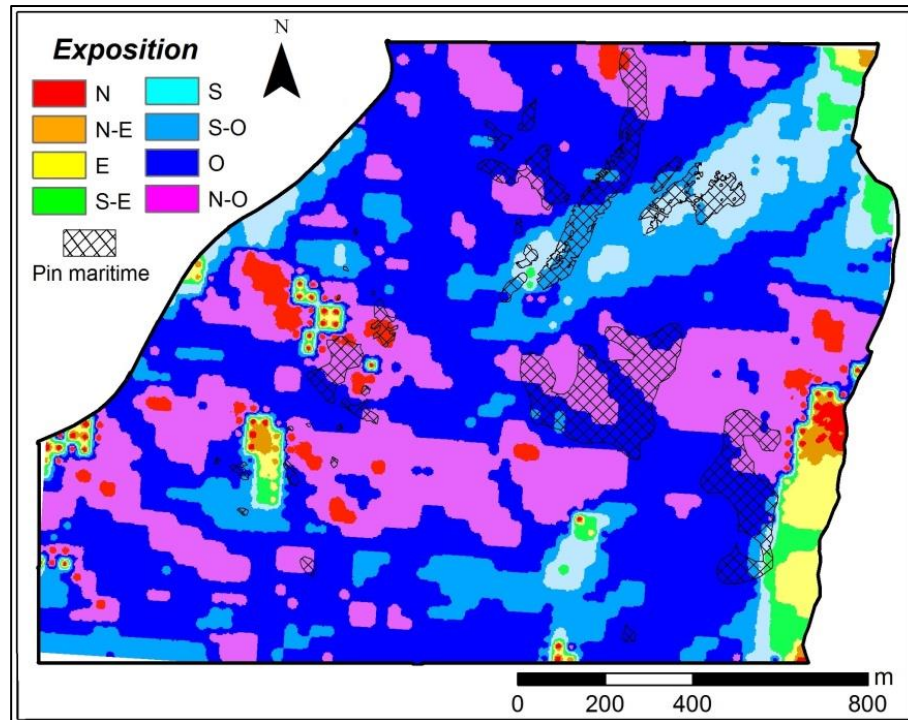


Figure 57 : Expositions et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Haddada (MELIANI & GANA, 2020)

Les surfaces de la subéraie de Haddada envahies par le pin maritime sont à 46,56 % situées sur l'exposition ouest, 31,49 % situées sur l'exposition nord-ouest et 11,77 % situées sur l'exposition sud-ouest (Tableau 21). Les expositions ouest sont donc celles qui contiennent le plus de surfaces enrésinées, mais nous devons rappeler que l'ensemble du site d'étude est à domination ouest.

Tableau 21 : Expositions de la subéraie de Haddada

Exposition	Surface (ha)	Surface (%)
N	8,98	3,03
N-E	1,71	0,76
E	4,36	1,95
S-E	3,94	1,76
S	12,06	5,38
S-O	34,13	15,23
O	104,19	46,49
N-O	54,06	24,12
Plat	0,67	0,31

Tableau 22 : Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des expositions

Exposition	Surface (ha)	Surface (%)
Sud-est	0,08	0,42
Sud	1,39	7,79
Sud-ouest	2,10	11,77
Ouest	8,32	46,56
Nord-ouest	5,62	31,49
Nord	0,35	1,97

3.3. Relation entre le réseau hydrographique et l'enrésinement de la subéraie de Haddada par le pin maritime

La figure 58 représente la superposition des bassins versants et réseau hydrographique aux surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Haddada.

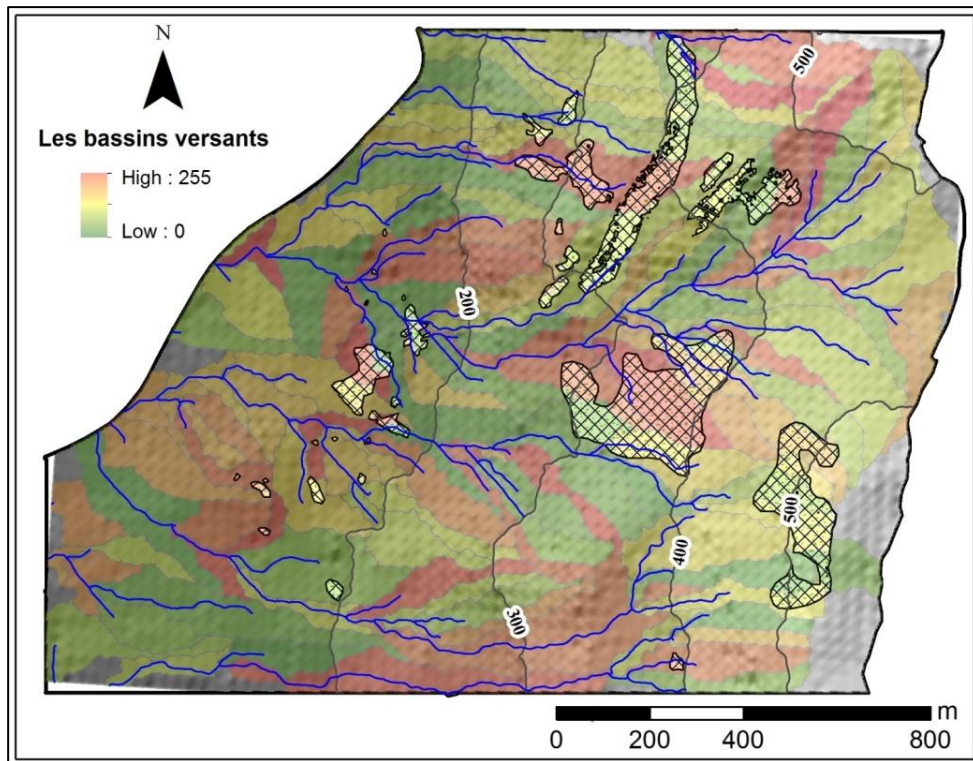


Figure 58 : réseaux hydrographiques et surfaces envahies par le pin maritime dans la subéraie de Haddada (MELIANI & GANA, 2020)

Selon la figure 58, les bouquets de pin maritime ne sont pas profilés selon les zones alluviales des oueds et ravines de la station (1) de la subéraie de Seraïdi, leur chorologie est donc indépendante des bassins versants et du réseau hydrographique.

3.4. Relation entre l'incendie et l'enrésinement de la subéraie de Haddada par le pin maritime

En août 1994 un incendie a touché la subéraie de Haddada, ainsi que le versant Est du côté tunisien. La figure 59 représente le NBR de la fin août 1994 avec les surfaces envahies par le pin maritime en 2018.

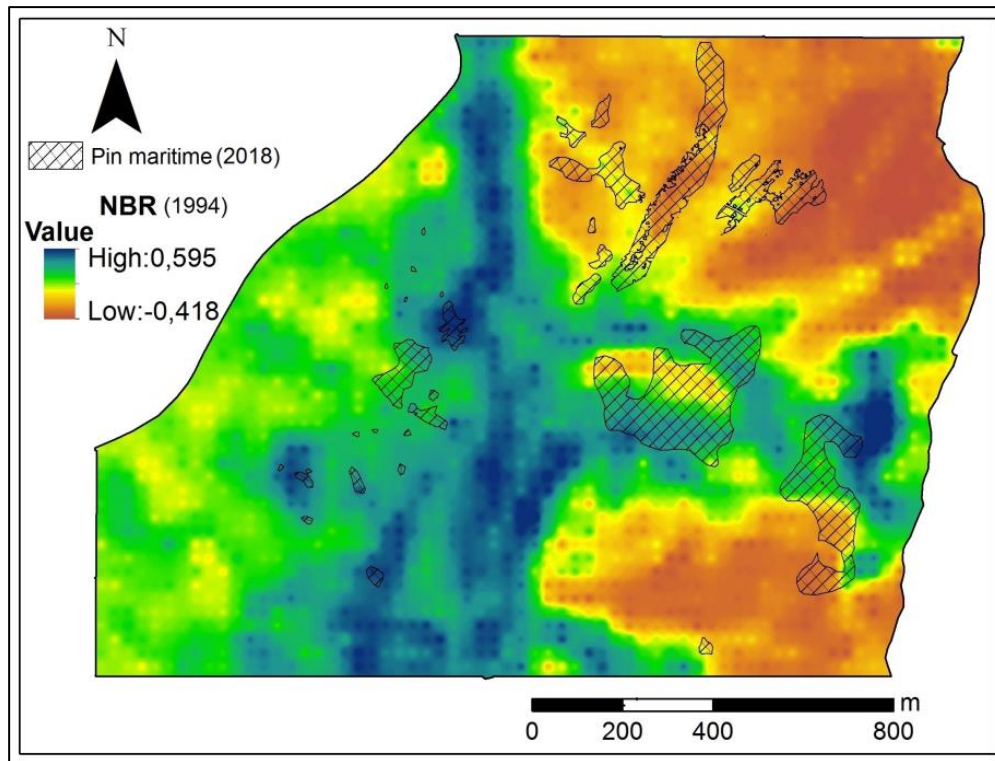


Figure 59 : NBR et surfaces envahies par le pin maritime (MELIANI & GANA, 2020)

La partie de la subéraie située au-dessus de 250 m enregistre majoritairement un NBR négatif, indiquant les surfaces incendiées en août 1994, et c'est sur cette partie que se situent la plupart des surfaces envahies par le pin maritime (Figures 59).

Discussion général

1. La dynamique de l'enrésinement des subéraies

Le pin maritime est une espèce, à stratégie (r) (Barbero, 1995), classée parmi les conifères colonisateurs opportunistes selon le modèle expansionniste de Barbero et Quézel (1990), pionnière pour la subéraie, parmi les arbres "occupateurs de place vide" qui s'installent après perturbation (Blondel, 1995). Un compromis entre compétition et colonisation permet en effet aux espèces peu compétitives de se maintenir en colonisant rapidement des sites récemment perturbés, profitant de l'absence des espèces compétitives (Hastings, 1980 ; Tilman, 1994 ; Chesson, 2000b ; Chave et al. 2002 ; Bolker et al. 2003 ; Cordonnier, 2004 in Cordonnier, 2005). Les perturbations, comme les déprises (abandon des agrosystèmes), agissent aux niveaux des parcelles, des communautés, des populations et des individus (Rameau, 1999). Les processus dynamiques sont mis en route par l'existence d'un potentiel de semences au sein de l'écocomplexe et d'un stock dendrologique à l'échelle régionale, susceptibles d'intervenir dans les successions (Rameau, 1999). Après une phase initiale où le hasard peut jouer un grand rôle, des logiques vont s'instaurer, déterminées par des stratégies adaptatives de reproduction et de compétition des espèces disponibles (Grime, 1988 in Rameau, 1999).

Ainsi du point de vue des successions végétales, l'enrésinement d'une subéraie par le pin maritime est une dynamique régressive. Dans les trois subéraies étudiées elle a touché moins de 9.5 % de la surface forestière, si on ne comptait que les bouquets purs de pin maritime. La population de pin maritime est inéquienne, le début de l'enrésinement remonterait à plus de trente ans d'après l'ensemble des services forestiers des trois wilayas ce qui est corroboré par nos observations sur terrain de la dendrométrie des semenciers (âgés entre trente et quarante).

- Hypothèses sur l'origine de l'enrésinement

Trois hypothèses sont proposées ici concernant l'origine de l'enrésinement suite à une perturbation :

Hypothèse 1 : «*the storage effect* » (l'effet de stockage)

Les graines du pin maritime, à l'état de dormance, faisaient partie du potentiel séminal local (édaphique), c'est-à-dire de la crypto-banque de graine. La levée de dormance succède souvent à une perturbation qui augmente subitement la lumière au niveau du sol (Rameau, 1999). L'invasion par le pin maritime serait selon cette hypothèse un « *storage effect* » (effet de stockage). Cette hypothèse est peu plausible à cause de la longévité des graines de pin maritime, puisque d'après Calama *et al.* (2017), la persistance des graines dans le sol chez la majorité des pins méditerranéens est réputée comme étant très faible, non-viables au-delà de deux ans d'après Martínez-Sánchez *et al.* (1995) et donc ayant un rôle mineur dans les processus de régénération.

Hypothèse 2 : La colonisation depuis les écotones

Ses graines, constituaient le potentiel séminal advectif (Rameau, 1999), elles ont été amenées lors et/ou après une perturbation par différents vecteurs (vent et animaux). Ou parfois par l'effet même d'un incendie sur les cônes sérotineux du pin maritime, puisque d'après Reyes et Casal (2001), dans 50 % des cas en moyenne, les écailles des cônes s'ouvrent sous l'effet d'un choc thermique. L'hypothèse de la colonisation depuis les écotones est confortée par le rôle primordial que joue la pluie de graines chez le pin maritime, seul approvisionnement de graines viables selon Guignabert (2018). Cette hypothèse est très plausible pour le cas de la subéraie de Haddada puisque le pin maritime faisait partie du stock dendrologique régional, étant présent sur le versant Est du massif, situé du côté tunisien, et le rôle de l'incendie a été clairement identifié. Dans le cas de la subéraie de Kissir, cette hypothèse est défendable aussi, l'enrésinement étant présent aux limites nord-est et sud-est, reste à déterminer quelle perturbation était à l'origine du processus, un incendie antérieur aux images satellitaires disponibles ou un défrichement. Cependant, dans le cas des stations échantillonnées dans la subéraie de Seraïdi la répartition des surfaces enrésinées est différente et ne semble pas liée aux écotones.

Hypothèse 3 : Le recru végétatif

Des recrues de pin maritime étaient déjà installés sous le Chêne-liège, tolérant l'ombrage, et que suite à une perturbation, leur croissance aurait repris normalement, ils composaient le potentiel végétatif (ou recru végétatif) (Rameau, 1999). La limite de cette hypothèse réside

dans le tempérament héliophile du pin maritime, mais qui pourrait se maintenir au sein de la subéraie si elle n'est pas très dense.

- **Le type de colonisation**

Les bouquets purs de pin maritime indiquent une colonisation frontale et/ou par nucléation, dans des surfaces touchées par une perturbation où le Chêne-liège a perdu pied. Les zones mixtes de Chêne-liège et de pin maritime indiquent une colonisation par dispersion par un modèle de tolérance, où le pin maritime a pu s'installer malgré son tempérament héliophile cela implique que dans ces zones la subéraie était claire.

2. Rôle de la pente dans la dynamique de l'enrésinement

Les pentes fortes et moyennes dominent les subéraies étudiées. Ce qui est normal dans notre région d'études (nord-est algérien) caractérisée par un terrain accidenté. C'est majoritairement sur ces pentes que les surfaces enrésinées sont réparties.

Ces pentes peuvent par leurs caractéristiques favoriser une dynamique régressive en générale et l'enrésinement de la subéraie en particulier, surtout suite à une perturbation (ex. incendie) :

- Le sol pauvre et peu profond (avec affleurements rocheux) des subéraie étudiées, est très vulnérable à l'érosion hydrique, surtout quand elle est accentuée en l'absence de végétation après incendie ;
- L'humidité de la station tributaire de la pente par son rôle dans les modalités d'infiltration et de rétention de l'eau par le sol (Chouahda, 2016), ainsi, sur les pentes fortes où le sol est peu profond, la rétention de l'eau est faible ce qui réduit l'humidité de la station et le bilan hydrique du sol ; l'eau des précipitations ruisselle en surface ou migre obliquement à travers les horizons supérieurs puis s'accumule au bas des pentes (Lacoste et Salanon, 1999). Ce qui implique un déficit hygrométrique et hydrique plus important sur les pentes fortes. Dans ces conditions la capacité de résilience d'une forêt après perturbation est entravée, ce qui laisse place aux éventuelles dynamiques régressives ;
- Cela suppose aussi la difficulté qu'aurait eu la subéraie à être résiliente sur ses pentes du point de de la dendrométrie du Chêne-liège : La hauteur, la surface terrière et le diamètre du Chêne-liège diminuent avec l'augmentation de la pente (Chouahda, 2016),

les pieds présents sur ces pentes sont alors plus vulnérables aux incendies et moins résilients, le Chêne-liège survie plus avec des caractéristiques dendrométriques élevées, comme la plupart des essences soumises aux incendies (Dubois, 1990 ; Rigolot, 2004), exception faite pour les vieux arbres à diamètre supérieur (Catry et al., 2012), à cause de la diminution de leur capacité de production des rejets (Johnson, 2009).

3. Rôle de l'exposition dans la dynamique de l'enrésinement

Dans l'ensemble des subéraies étudiées l'enrésinement est majoritairement situées sur des expositions nord-ouest, ouest et nord. Pourtant ces expositions sont réputées être plus favorables pour la croissance du Chêne-liège, surtout l'exposition nord et à moindre mesure nord-ouest, puisque relativement moins stressante thermiquement et ayant des précipitations plus abondantes (Chouahda, 2016 ; Boussaidi et Mechregui 2017). La subéraie y serait donc plus résiliente et devrait être moins susceptible de subir une dynamique régressive (enrésinement). Khanfouci (2005) a montré que les vents dominants de direction Nord-Ouest font de ces expositions les plus arrosées comparées aux autres et portent ainsi les plus beaux peuplements de Chêne-liège. En contrepartie, Messaoudene et al. (1996) ont affirmé que les expositions chaudes et ensoleillées (les adrets) apparaissent plus défavorables à la régénération naturelle du Chêne-liège.

Donc malgré les conditions favorables qu'offrent ses expositions au Chêne-liège pour la régénération et à la subéraie pour la résilience, ils peuvent être sujets à un enrésinement. Cela implique forcément la complexité de ces dynamiques végétales et leurs déterminants, la fréquence et l'intensité des perturbations, le contexte global de changements climatiques et surtout la synergie de tous ces facteurs.

4. Rôle du réseau hydrographique dans la dynamique de l'enrésinement

Dans l'ensemble des subéraies étudiées les bouquets de pin maritime ne sont pas profilés selon les zones alluviales des oueds et des ravines. Leur chorologie est donc indépendante des bassins versants et du réseau hydrographique. Ce qui invalide l'hypothèse selon laquelle l'enrésinement des subéraies étudiées pourrait progresser le long des zones alluviales par hydrochorie.

Cela n'empêche pas que les réseaux hydrographiques pourraient jouer un rôle futur dans la dynamique de l'enrésinement, comme c'était le cas pour l'enrésinement des ripisylves (aulnaies blanches) du bassin versant de la Bléone (France) (Lambey, 2003).

5. Rôle des perturbations dans les dynamiques végétales

5.1. « Les perturbations : un facteur écologique fondamental » (Cordonnier, 2005)

Les perturbations constituent des événements discrets dans le temps et dans l'espace, souvent imprévisibles, provoquant une réduction de biomasse ou une mortalité des entités fondamentales du système, par exemple les arbres dans un peuplement forestier (Cordonnier, 2005). Elles affectent une majorité d'écosystèmes terrestres (Pickett et al., 1999; White et Jentsch, 2001 in Cordonnier, 2005). Selon Cordonnier (2005), cette définition absolue des perturbations, épouse les définitions de Huston (1994) et Grime (1979). Elle se rattache également à celles de Pickett et White (1985) et de Pickett et al. (1989), amplement utilisées dans les études sur les perturbations. Ceci dit, le terme "perturbation" demeure polysémique et ambigu (Rykiel, 1985 ; Regan et al., 2002), il cache une grande diversité de situations, de points de vue n'épargnant pas le domaine forestier. Les anglo-saxons utilisent deux termes différents : "*disturbance*" et "*perturbation*" leurs permettant de faire une distinction entre la cause (l'événement) et l'effet (la destruction de biomasse) (Cordonnier, 2005).

De nombreuses études, depuis la synthèse de White en 1979, ont tenté de recenser et d'analyser les effets des perturbations sur la structure et le fonctionnement de différents systèmes écologiques, les communautés de plantes notamment (Sousa, 1984 ; Pickett et White, 1985; Van der Maarel, 1993 ; Attiwill, 1994 ; Rogers 1996 ; Pickett et al., 1999 ; Laska, 2001 ; White et Jentsch, 2001 ; Frelich, 2002...etc. in Cordonnier, 2005).

Une grande variété de perturbations touche les écosystèmes forestiers à travers le monde : incendies, tempêtes, ouragans, cyclones, tornades, insectes ravageurs, tempêtes de glace, glissements de terrain, avalanches, érosions torrentielles (White, 1979 ; Attiwill, 1994 ; Rogers, 1996 ; White et Jenstsch, 2001 ; Frelich, 2002), avec des conséquences importantes sur la biodiversité, les cycles de nutriments, le cycle de l'eau (Aber et al. 2000, Cordonnier, 2005). Elle peuvent ainsi provoquer des bouleversements, des changements radicaux de comportement des écosystèmes (Paine et al., 1998), des fluctuations importantes de leurs

variables caractéristiques (De Angelis et Waterhouse, 1987; Turner et al., 1995), et réduire sensiblement la complexité de certaines dynamiques (chaotiques et cycliques par exemple) (DeAngelis et Waterhouse 1987; Roelke et al. 2003). Les perturbations sont parfois mêmes considérées comme les déterminants majeurs de la distribution des espèces à l'échelle régionale (Huston 1994; White et Jentsch 2001). Pour désigner la forêt naturelle sujette à ces perturbations, Blondel (1995) parle de paysage bariolé, composé de compartiments, d'âge, de structure et de composition fort variés même lorsque les conditions de sol et de climat sont homogènes.

Selon Cordonnier (2005), l'écologie des perturbations en forêt gagne en importance, avec la prise de conscience du fait que la fréquence des événements extrêmes (ou catastrophes) pourrait sensiblement augmenter dans l'avenir en raison de l'augmentation générale de la pression anthropique (changements climatiques, urbanisation, gestion forestière intensive) (Dale et al. 2001). L'écologie des perturbations représente un domaine complexe difficile à synthétiser et pour lequel toute tentative de généralisation semble être un exercice particulièrement délicat (White et Jentsch 2001). Le concept de perturbation doit ainsi être précisé en fonction du contexte écologique et des objectifs de l'étude (Cordonnier, 2005). Dans le cadre d'une gestion forestière, cette prise de conscience implique une meilleure distinction entre les effets des perturbations anthropiques et celles des perturbations naturelles sur les structures des peuplements à différentes échelles (Aber et al. 2000; Dale et al. 2001). Tout l'enjeu actuel consiste à comprendre en quoi la connaissance du processus de perturbation peut aider les praticiens à développer des stratégies d'interventions opportunistes et polyvalentes permettant de préserver l'intégrité écologique de ces écosystèmes (Schütz 1999 ; Mitchell et al., 2002).

Cordonnier (2005) parle de trois grandes étapes qui accompagnent le déroulement du processus de perturbation : a. l'occurrence d'un agent de perturbation (incendie, défrichage ou vent...etc), b. l'effet sur le système (mortalité, trouées, chablis...etc), c. réponse du système (régénération, envahissement par une espèce opportuniste ex. : l'enrésinement). Cette distinction offre l'avantage de bien séparer la cause de l'effet, souvent confondus dans les études sur les perturbations (Rykiel, 1985 ; Collins et al., 1995). L'agent de perturbation possède ses propres caractéristiques: fréquence, prédictibilité, intensité, hétérogénéité spatiale. Ces caractéristiques se révèlent parfois étroitement liées à la structure de la végétation

(Cordonnier, 2005). Les incendies de forêt sont un bon exemple, leur occurrence dépend de l'inflammabilité de la végétation et leur intensité de la quantité de matériaux combustibles accumulés (He et Mladenoff, 1999). Les effets de l'agent de perturbation dépendent aussi tout à la fois de facteurs abiotiques que de facteurs biotiques tels, pour le vent en forêt, l'engorgement du sol, la topographie, la taille des individus, et les espèces (Everham III et Brokaw 1996). L'interaction entre ces facteurs et les caractéristiques de l'agent de perturbation qui détermine la structure des dégâts et par là même la perturbation proprement dite (Blondel, 1995), sévérité (ex. taux de mortalité, perte de biomasse), extension spatiale (ex. surface des trouées) et hétérogénéité spatiale sont alors des descripteurs usuels des dégâts (Sousa 1984; Pickett et White 1985). La réponse des écosystèmes à de tels dégâts dépend des potentialités du milieu et des individus restés en place (Blondel, 1995). En forêt, Blondel (1995) parle de recouvrance ("*recovery*"), sous cette terminologie se regroupent différents mécanismes de reconstitution et de restructuration du couvert : croissance des arbres, reproduction végétative, expression de la banque de graines, de la banque de semis. La dynamique du processus de perturbation (ou régime de perturbation) conduit à l'émergence de patterns macroscopiques telle la relation entre fréquence et taille des trouées ou fréquence et taille des feux en forêt (Foster et Reiners, 1986 ; Runkle et Yetter, 1987 ; Battleset al., 1995 ; Nakashizuka et al., 1995 ; Solé et Manrubia 1995 ; Yamamoto, 1995; Kubo et al., 1996; Cumming, 2001 ; Miura et al., 2001 in Blondel, 1995).

Les schémas de successions secondaires dépendent en premier lieu des caractéristiques des perturbations (Turner et al. 1998; Frelich et Reich 1999; Young et al. 2001; Frelich 2002). Les effets du feu se révèlent par exemple fort différents de ceux du vent car la banque de semis et de graines peut être totalement détruite (Cordonnier, 2005). Les tempêtes laissent en général de nombreuses tiges vivantes, favorisant les espèces se régénérant sous couvert (régénération avancée) et celles capables de rejeter (Everham III et Brokaw 1996; Turner et al. 1998). Selon les traits de vie des espèces et de la nature des interactions entre individus, les évolutions dynamiques peuvent être très différentes du schéma typique de succession (Huston et Smith 1987; Frelich et Reich 1999; Frelich 2002), les dynamiques d'alternance par exemple (Frelich 2002). Il existe des chemins multiples pour les successions (Pickett et al. 1987; Young et al. 2001). En outre, les conditions initiales et l'historique des perturbations peuvent jouer un rôle prépondérant (Turner et al. 1998; Savage et al 2000; Maily et al. 2000; Young et al. 2001;

Frelich 2002). Un exemple est donné par le rapport surface/périphérie des zones perturbées, rapport qui détermine l'importance des effets lisières. Pour un faible rapport, les espèces situées en périphérie dominant dans la banque de graines et déterminent la composition en espèces en début de succession (Young et al. 2001), ce qui est applicable pour l'enrésinement de la subéraie de Kissir et celle de Haddada. Lorsque la contingence domine on dit que les communautés sont guidées par les perturbations (Frelich 2002). Un changement prévisible de dominance des espèces semble en tout cas représenter un cas bien particulier (Cordonnier, 2005).

Enfin, depuis une dizaine d'années sont menées des études qui laissent apparaître une incidence non-négligeable du hasard dans la dynamique des communautés forestières (Hubbell et al. 1999 ; Brokaw et Busing 2000 ; Hubbell 2001 ; Busing et Brokaw 2002 ; Harcombe et al. 2003). Ce hasard, dû essentiellement au processus de régénération, favorise les dynamiques de dérive (Cordonnier, 2005). L'objectif est dorénavant de déterminer l'importance relative du hasard vis à vis des processus déterministes pour différentes communautés, dans différentes situations écologiques et à différentes échelles (Cordonnier, 2005).

5.2. Le cas particulier des incendies

Le feu est, depuis longtemps, considéré comme un facteur influençant la dynamique de la végétation dans la région méditerranéenne (Flahault, 1924 ; Braun-Blanquet, 1935 ; Kuhnholz-Lordat, 1938, 1952, 1958 ; Barry, 1960 ; Trabaud, 1995 ; Blondel, 1995). Il est définie comme étant un régime régional de perturbations spontanées (SOUSA 1984, PICKEIT & WHITE 1985). Les travaux dans différents pays du bassin Méditerranéen (Arianoutsou, 1984 ; Prodon et al., 1984 ; Casai, 1987 ; De Lillis & Testi, 1990) ont montré que les communautés végétales composées essentiellement d'espèces vivaces, redevenaient, après incendie, rapidement comparables à celles qui préexistaient avant le feu (Trabaud, 1995). Mais Blondel (1995) souligne que la fréquence actuelle des incendies de la forêt méditerranéenne n'a rien de naturelle, plus de 80 % des incendies étant allumés par l'homme.

D'après Trabaud (1995), la plupart des espèces pérennes de la région méditerranéenne se régénèrent par rejets végétatifs après un incendie ; même celles qui ont la possibilité de se régénérer de façon mixte (à la fois par rejets et semences) utilisent préférentiellement le mode végétatif de régénération. Mais pour celles qui ne peuvent se reproduire que par graines

(Trabaud, 1970 ; Naveh, 1975 ; Troumbis & Trabaud, 1986), elles doivent se réinstaller totalement (germination, développement de tout l'appareil végétatif et reproductif pour pouvoir assurer leur descendance), ce qui nécessite, au moins dans les premiers stades de leur développement, des conditions favorables plus ou moins réalisées dans la nature ; tandis que les végétaux pouvant rejeter sont déjà implantés grâce à leur système souterrain de survie. Dans ce cas de figure le Chêne-liège, avec sa capacité de rejet de souche après incendie, serait avantagé par rapport au pin maritime, mais cela dépend essentiellement de la fréquence du feu. Parmi ces espèces pérennes à reproduction sexuée obligatoire, beaucoup sont considérées comme des pyrophytes (Kuhnholz-Lordat, 1938, 1958 ; Le Houérou, 1974) c'est-à-dire des végétaux qui sont favorisés par le feu ou qui se maintiennent dans des zones grâce aux incendies. Kuhnholz-Lordat, qui est le créateur du terme (1938), les définit comme des « pyrophytes sociaux » car, d'après lui, ils apparaissent en masse après un incendie, constituant des peuplements denses et quasiment monospécifiques ; plus tard, Kuhnholz-Lordat (1958) déclarait : « *Il faut bien se garder de les croire exclusivement liés au feu. Ils colonisent des surfaces dénudées parce qu'ils sont essentiellement héliophiles* ». Ce qui a entraîné un débat parmi les écologues méditerranéens (Trabaud et Prodon, 1993).

Le feu n'est donc pas un agent favorisant la propagation des pins, l'action des températures élevées n'entraîne pas systématiquement de capacité germinative accrue ; si les pins étendent leur domaine à la faveur des incendies, ce ne peut être que grâce à la création d'espaces dénudés, provisoirement libres de végétation (Trabaud, 1995).

5.3. Rôle des incendies dans la dynamique de l'enrésinement des subéraies

Une dynamique régressive est déclenchée par des perturbations. Selon Sousa (1984), Pickett et White (1985) et Blondel (1995), le régime régional de perturbations spontanées propre à chaque grand système forestier, caractérisé dans le cas des forêts méditerranéennes par la récurrence des incendies, définit le maillage des mosaïques forestières à divers stades de développement. Cette mosaïque des taches relate donc l'histoire des feux et leur fréquence durant une période donnée (Bekdouche, 2010). L'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime illustre parfaitement ce processus, ainsi que le paradigme « *Patch dynamics* ».

Selon le modèle de la « composition floristique initiale » proposé par Egler (1954), ce sont les espèces présentes avant l'incendie qui réapparaissent après dans une subéraie ; mais cela

dépend de l'espacement entre les incendies successifs, qui doit être suffisant pour permettre aux espèces de persister dans les communautés (Bekdouche, 2010). Lorsque la fréquence des incendies et leur intensité ne sont pas trop excessives ils peuvent même être un facteur de diversification (Amandier, 2002). Selon Quézel et Medail (2003), la majorité des formations sclérophylles de Méditerranée sont parcourues en moyenne par un incendie tous les 25 ans environ. Tout en étant très combustible, le Chêne-liège a une aptitude remarquable à régénérer une structure forestière (Jacquet et Prodon, 2007), ses premiers rejets commencent à apparaître peu de temps après l'incendie (Arianoutsou, 1998), son temps de retour à l'état initial, estimé par Jacquet et Prodon (2007), est court : 6 à 18 ans pour la végétation (5 à 7 ans pour l'avifaune de la subéraie). Selon Prodon (1988), en fonction du régime des incendies, le Chêne-liège répond par deux stratégies : lorsque la fréquence est inférieure à deux incendies sur 50 ans, il favorise la régénération du houppier ; généralement grâce à des bourgeons épiscopaux, protégés par son écorce subéreuse (le liège) (Amandier, 2002) ; tout en développant quelques rejets de souche au risque d'un éventuel dépérissement de l'arbre mère (Prodon, 1988). Mais si la fréquence des incendies est supérieure à trois incendies sur 50 ans, la régénération du houppier est entravée, et le Chêne-liège privilégie les rejets de souches (Prodon, 1988).

Dans le cas de la subéraie de Haddada, l'incendie d'août 1994 n'aurait pas suffi donc, à lui seul, pour déclencher l'envahissement par le pin maritime. La littérature mentionne deux incendies antérieurs (1993 et 1983) ayant touché le bassin versant du lac Tonga, dont fait partie notre zone d'étude (Raachi, 2007). Nous n'avons pas pu vérifier cela par les images satellitaires ou par les informations recueillies auprès des services forestiers, néanmoins, nous avons constaté plusieurs pieds de Chêne-liège en cépée (voir photo), dans la partie basse de la subéraie, cette dernière n'ayant pas été touchée par l'incendie de 1994 et très peu enrésinée, ces cépées indiqueraient probablement des incendies antérieurs à celui de 1994, qui auraient favorisé une régénération du Chêne-liège par rejets de souche, tout en déclenchant le début de l'envahissement par le pin maritime dans la partie haute de la subéraie.

Pour les deux stations de la subéraie de Seraïdi, l'incendie semble avoir joué un rôle dans le déclenchement de l'enrésinement par le pin maritime, comme l'indique le NBR du massif de l'Edough en 1984.

Pour le cas de la subéraie de Kissir nous n'avons pas réussi à identifier clairement la perturbation qui aurait pu déclencher le début de l'enrésinement depuis les écotones.



Photo : Cépées de Chêne-liège dans la subéraie de Haddada

6. Scénarios et conséquences pour la biodiversité

Différents scénarios sont envisageables, quant au devenir des subéraies sujettes à un enrésinement par le pin maritime :

Scénario 1 : L'enrésinement, une aubaine pour la biodiversité et une relance du cycle sylvigénétique

L'Hypothèse des Perturbations Intermédiaires (HPI) (Grime 1973; Connell 1978; Huston 1979; Wilson 1994; Collins et Glenn 1997; Sheil et Burslem 2003) constitue certainement un cas d'école (Cordonnier, 2005). Cette hypothèse propose que, dans les communautés d'organismes sessiles (phytocénose), un maximum de diversité est obtenu pour une fréquence ou une taille intermédiaire des perturbations (Cordonnier, 2005). Des perturbations fréquentes et de forte intensité empêchent les espèces les plus compétitives (ex. Chêne-liège dans notre étude) de dominer, favorisant ainsi les espèces moins compétitives, plus résistantes aux perturbations ou meilleures colonisatrices (Cordonnier, 2005), comme le pin maritime dans notre étude. Cette hypothèse suppose également qu'un pic de diversité est atteint au cours du temps après occurrence d'une perturbation et initiation d'une succession (Cordonnier, 2005). Les espèces pionnières, peu compétitives dominent les premières phases de la succession puis laissent peu à peu la place aux espèces tolérantes, plus compétitives (Rees et al. 2001). Connell (1978) évoque une hypothèse de non-équilibre. Les perturbations

empêchent le système d'atteindre un équilibre dominé par quelques espèces (le Chêne-liège en l'occurrence pour la subéraie). Pour certains l'HPI ne peut donc être considérée comme une simple hypothèse (car difficilement réfutable en pratique) mais plutôt comme un cadre de référence pour les études sur la relation perturbations-diversité (Collins et Glenn, 1997; Sheil et Burslem, 2003). Les perturbations deviennent alors un mécanisme essentiel au maintien de la diversité biologique (SOUSA, 1984, HARTSHORN, 1978).

L'enrésinement peut-être une relance, par une succession secondaire, du cycle sylvigénétique, si aucune perturbation ne l'entrave. La reconquête par le Chêne-liège des surfaces enrésinées est possible grâce à un modèle de tolérance, la cime peu compacte du pin maritime n'entravant en rien la réinstallation du Chêne-liège au tempérament héliophile.

Scénario 2 : L'équilibre

Selon l'hypothèse de quasi-équilibre de Shugart (1984), un équilibre des structures doit être obtenu si les surfaces perturbées sont petites en comparaison de la surface totale et si le temps de retour des perturbations reste constant au cours du temps (Cordonnier, 2005). Cette hypothèse s'appuie sur les concepts de "*Shifting-mosaïc*" ou "*Mosaïc cycle*" et "*Patch dynamics*" ou "*gap dynamics*", où la végétation peut se décomposer en éléments de surface présentant des changements de structures similaires dans le temps, les différentes structures sont reliées entre elles par une dynamique cyclique (Cordonnier, 2005). Lorsque l'espace considéré est suffisamment grand, l'ensemble des structures observées à un instant donné (synchronie) correspond aux structures se succédant au niveau local (diachronie), constituant un état d'équilibre dynamique (Watt 1947; Bormann et Likens 1979; Wissel 1991). De nombreux modèles sont basés sur l'existence de tels patchs : les modèles de trouées (Franc et al., 2000 ; Bugman, 2001; Porté et Bartelink, 2002) qui s'attachent à décrire l'évolution de la végétation sur des surfaces élémentaires de faible dimension, les automates cellulaires (Wissel, 1991 ; Franc et al., 2000) et les modèles en patchs (Cordonnier, 2005). A noter que l'acquisition de ces équilibre peut relever d'échelles temporelles et spatiales différentes (Shugart, 1984 ; Smith et Urban, 1987 ; Frelich, 2002). Ainsi, l'équilibre de la biomasse totale est, en général, atteint plus rapidement que l'équilibre de la composition en espèces (Shugart, 1984 in Cordonnier, 2005).

Un blocage du cycle sylvigénétique est envisageable s'il y a absence de potentiel de semences au sein de l'éco-complexe ; surtout avec le problème de régénération par semis dont souffrent les subéraies du nord-est algérien (Raachi, 2007). On parlera alors d'un métaclimax, avec la mosaïque des tâches constituée par la présence, sur un seul massif, de successions végétales asynchrones (Blondel, 1995) : affleurements rocheux à mousses et lichens, pelouse préforestière, fruticée, phase pionnière forestière (Pin maritime), phase climacique ou subclimacique (Chêne-liège) ; mais toutes également nécessaires au fonctionnement de la forêt à l'échelle du paysage (Blondel, 1995). Selon Rameau (1999), Les successions ne suivent pas forcément une progression linéaire dans le temps, elles peuvent être caractérisées par des paliers successionnels et des périodes de stabilisation marquées par un fort ralentissement des processus.

Scénario 3 : L'enrésinement, une étape dans le processus d'érosion de la biodiversité

Si toutefois les perturbations (incendies et changements climatiques) s'accroissent, cela favoriserait la dynamique régressive, où le pin maritime dominerait dans un premier temps : des perturbations trop fréquentes empêchent les espèces de fin de succession (Chêne-liège) de réaliser leur cycle de développement (Cordonnier, 2005). Puis le pin maritime risque de laisser place à des stades plus pionniers encore, voire à l'apparition d'une végétation semi-désertique (Pausas et al., 1999). D'après Bekdouche (2010), les formations forestières dominées par les résineux accusent le coup sévèrement quant aux incendies à répétition et peuvent emprunter la voie des séries régressives. De nombreuses études d'incendies et de feux expérimentaux (Burrows et al., 1988) en plantations de pin maritime en Australie montrent sa vulnérabilité au feu en l'absence de pratiques sylvicoles adéquates et de gestion du combustible (Rigolot et Fernandes, 2005). Ainsi les aiguilles de grande dimension forment une fois tombées au sol des litières épaisses et aérées très favorables à la propagation du feu (Rigolot et Fernandes, 2005). Le couvert généralement clair du feuillage des arbres adultes favorise le développement d'un sous-bois abondant qui alimente des feux de forte intensité, bien supérieure aux capacités de résistances des individus, même âgés (Rigolot et Fernandes, 2005). En France, une note de combustibilité de 7 sur une échelle de 1 à 9 est attribuée aux pinèdes de pin maritime (CEMAGREF, 1987).



Photo : La subéraie de Haddada sujette à une invasion par le pin maritime

7. Le pin maritime : espèce invasive dans le monde

Le genre *Pinus* est cité parmi les genres botaniques utilisés en foresterie présentant des risques d'invasion majeurs, puisque il fait partie des essences forestières à croissance rapide qui résistent bien aux perturbations (Tassin et *al.*, 2007). De surcroit, ces essences sont souvent localisées à proximité des milieux naturels (Foxcroft et *al.*, 2006), ce qui représente la cause majeure de l'affaiblissement des espèces indigènes, particulièrement dans les écosystèmes insulaires (Tassin et *al.*, 2009). Parmi les espèces du genre *Pinus* le pin maritime (*Pinus pinaster*) est particulièrement inquiétant (Tassin et *al.*, 2009 ; Rejmánek, 1993), il est classé parmi les cinq pins les plus invasifs dans le monde (Rejmánek, 1993). Nos résultats démontrent le lien entre incendie et invasion par le pin maritime ainsi que sa capacité à s'accommoder des conditions du milieu de plus en plus contraignantes dans ce contexte de changement climatique, ce qui confirme son grand potentiel invasif que ce soit dans son aire naturelle ou ailleurs. Bien que le rôle des perturbations en tant que facteurs prédisposants voire déclenchants des invasions soit évident, elles demeurent les grandes absentes des modèles prédictifs (Tassin et *al.*, 2007).

Recommandations et Perspectives de recherche

I. Recommandations

Etant donné que l'enrésinement des subéraies par le pin maritime pourrait constituer une relance du cycle sylvigénétique par une succession secondaire, si les conditions sont favorables et si aucune perturbation ne l'entrave, nous recommandons donc aux gestionnaires toute action en faveur de cette dynamique :

1. Mesures contre les incendies :

- Prioriser les subéraies sujettes à l'enrésinement par un dispositif plus efficace contre les incendies ;
- Diminuer le sous-bois dense par les travaux nécessaires et/ou par le pâturage raisonné ;
- Sensibiliser les riverains et les intégrer dans les programmes de gestion de la forêt.

2. Mesures pour favoriser la régénération par semis du Chêne-liège :

- En cas d'absence de potentiel de semence, prévoir une régénération assistée par la plantation et le suivi de semis de Chêne-liège dans les surfaces enrésinées ;
- L'interdiction temporaire du pâturage sur ces parcelles en régénération.

II. Perspectives de recherche

Nous proposons ici quelques approches pour compléter cette première étude de l'enrésinement naturel par le pin maritime des subéraies du nord-est algérien :

1. Volet édaphique

Nous avons déjà entamé une étude édaphique des subéraies sujettes à l'enrésinement, dont l'objectif est de connaître les paramètres physico-chimiques du sol et de comparer ceux des surfaces enrésinées à ceux des surfaces non-enrésinées. Une tendance d'acidification du sol des surfaces enrésinées se profile, mais cela reste à confirmer.

2. Volet phytosociologique

En s'inspirant de l'étude de Mekideche et *al.* (2018), dans la subéraie de Chréa, nous proposons d'appliquer une approche fonctionnelle de la biodiversité, afin de déterminer à partir du sous-bois si les surfaces enrésinées ainsi que les surfaces non-enrésinées de la subéraie sont dans une dynamique progressive ou régressive. C'est une approche synchronique, qui nécessite la réalisation de relevés phytoécologiques dans les différents stades dynamiques, en tenant compte de la présence ou de l'absence des perturbations. Puis réaliser une première analyse canonique des correspondances sur les données floristiques et les variables environnementales ; et une seconde concernant les attributs vitaux des espèces, en utilisant les traits de vie facilement mesurables : type biologique, stratégie adaptative de Grime, mode de dissémination (Mekideche et *al.*, 2018).

3. Evaluer l'intérêt biologique de ces nouvelles formations végétales (subéraies enrésinées par le pin maritime)

En s'inspirant du travail de Tassin et Balent (2004) sur Le diagnostic d'invasion d'une essence forestière en milieu rural, il convient de s'appuyer sur un jeu de bioindicateurs permettant d'évaluer la biodiversité à différentes échelles (Tassin et Balent, 2004) :

- Se référer à l'avifaune, située en aval des chaînes trophiques et répondant bien aux modifications de structures spatiales à l'échelle du paysage ;
- Se référer à la flore de sous-bois, située plus en amont des chaînes trophiques, sensible à la structure locale du peuplement.

Conclusion

CONCLUSION

L'énrésinement des subéraies du nord-est algérien par le pin maritime, s'inscrit dans une tendance régionale ainsi qu'une tendance mondiale d'érosion de la biodiversité, exacerbée par le changement climatique. Cela nous renseigne sur les modalités de cette évolution inquiétante qui favorise les quelques espèces qui s'accommodent mieux des contraintes actuelles au détriment de l'ensemble de la biodiversité.

Du point de vue des successions végétales, l'énrésinement d'une subéraie par le pin maritime est une dynamique régressive, le pin maritime étant une espèce pionnière pour la subéraie. L'hypothèse d'une colonisation depuis les écotones suite à une perturbation au sein de la subéraie (ex. incendie), semble être la plus plausible pour expliquer son origine, et elle concorde avec la répartition de la végétation en mosaïque. Le rôle de la pente paraît évident comme facteur favorisant l'énrésinement, les subéraies étudiées étant majoritairement sur des pentes fortes et moyennes, elles sont plus sujettes à l'érosion du sol, au déficit hydrique et à l'assèchement de l'aire à cause de la diminution de rétention de l'eau par un sol pauvre et peu profond. Les expositions, nord-ouest, ouest et nord qui sont les plus touchées par l'énrésinement, bien que réputées être plus favorables pour la croissance du Chêne-liège, nous renseignent que l'énrésinement par le pin maritime peut concurrencer le Chêne-liège même sur ses expositions de prédilection. Par contre, la chorologie de l'énrésinement paraît complètement indépendante du réseau hydrographique, ce qui invalide l'hypothèse selon laquelle l'énrésinement des subéraies étudiées pourrait progresser le long des zones alluviales par hydrochorie, cela n'écarterait pas que les réseaux hydrographiques pourraient jouer un rôle futur dans la dynamique de l'énrésinement. Le rôle de l'incendie quant à lui, clairement identifié pour les subéraies de Haddada et Seraïdi, est évident comme étant le déclencheur du processus dynamique régressif (énrésinement). Ainsi, l'énrésinement des subéraies par le pin maritime illustre bien le paradigme « Patch dynamics » dans une forêt méditerranéenne.

L'énrésinement des subéraie illustre aussi la complexité de ces dynamiques végétales et leurs déterminants, liée à la fréquence et à l'intensité des perturbations, au contexte global de changements climatiques, aux facteurs biotiques et abiotiques de l'écosystème et surtout à la synergie de tous ces aspects.

L'urgence du contexte impose des solutions à la fois locales et globales, le perfectionnement des modèles prédictifs, la coopération des scientifiques et des

gestionnaires, l'intégration des populations locales dans les programmes de protection des patrimoines forestiers.

L'augmentation des incendies et la dégradation des conditions du milieu risquent d'accentuer l'enrésinement de la subéraie voire l'installation d'une végétation semi-désertique par une série régressive. Une bonne conservation des subéraies envahies par le pin maritime, pourrait relancer le cycle sylvigénétique permettant la réinstallation du Chêne-liège par une succession secondaire.

Références bibliographiques

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AIME S., 1976, « Contribution à l'étude écologique du chêne-liège. Etude de quelques limites. » Thèse Doctorat, es sciences, Univ. Nice. 182 p.

Amandier L., 2004, « Le comportement du Chêne-liège après l'incendie : conséquences sur la régénération naturelle des subéraies », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Amandier L., 2002, « La subéraie : biodiversité et paysage », Vivexpo 2002 : La Suberaie: biodiversité du paysage [En ligne].

Amandier L., 2011, « La suberaie des Maures : passé, présent, avenir » CRPF-PACA

Amoura M., 2017, « Écologie et biologie de l'insecte ravageur *Platypus Cyindrus* Fab. (Coleoptera : Paltypodidae) dans le peuplement de Chêne-liège du Nord-est de l'Algérie » Thèse de doctorat en science, Université Badji Mokhtar Annaba, 67 p.

Aouadi A. et al., 2010, « La relance du chêne-liège dans le Plan national de reboisement en Algérie - Leçon tirée des résultats du terrain », Forêt méditerranéenne t. XXXI, n°1, 45-54.

Arfa A.M.T., Benderradji M.E.H., Saint-Gérand T., Alatou D, 2019, « Cartographie du risque feu de forêt dans le Nord-est algérien : cas de la wilaya d'El Tarf », *Cyberge* : European Journal of Geography [En ligne], Environnement, Nature, Paysage, document 899, mis en ligne le 29 mai 2019, consulté le 15 mars 2020. URL : <http://journals.openedition.org/cyberge/32304> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/cyberge.32304>

Arianoutsou M., 1998, « Aspect of demography in post-fire Mediterranean plat communities of Greece », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Aronson j., Pereira j.,Pausas j., 2009, "Cork Oak Woodlands on the Edge" Ecology, adaptative management, and restoration.

Attiwill, P.M. 1994, “ The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management.” *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.

Barbero M., 1995, « Evolution des espaces forestiers et de la faune sauvage en Provence - Côte d'Azur. Quels modes de gestion ? » , *Forêt méditerranéenne* t. XV I, n°3, 349-360.

Barbero M., Quézel P., 1990, « Structures, architectures forestières à sclérophylles et prévention des incendies », *Bull. Ecol.*, 20, 7- 14.

Barbier A. M., 2006, « Elaboration de méthodologies innovantes de traitements des données satellitales dans un cadre agro-environnemental ». Rapport de Stage Master 2 Professionnel en Géomatique (SIGMA), INP ENSAT Université de Toulouse, France, 44 p.

BARRY J.P., 1960, « Contribution à l'étude de la végétation de la région de Nîmes. » *Année Biologique*, 36: 311-550.

Baylac J.P., Binggeli F. 2004, « Brûlage dirigé en milieu forestier : pourquoi, comment ? » le 3 décembre 2003, Le Muy, Var, Réseau Brûlage Dirigé. p. 12.

BELLAROSA R., 2000, “Introduction: brief synthesis of the current knowledge on cork oak.” Pp. 11 – 21, In: M.C. VARELA (ed.), *Evaluation of genetic resources of cork oak for appropriate use in breeding and gene conservation strategies. Handbook of the concerted action FAIR 1 CT 95 – 0202. INIA – Estação florestal national, Portugal.*

Bensaid A., 2006, « Sig Et Télédétection Pour L'étude De L'ensablement Dans Une Zone Aride : Le Cas De La Wilaya De Naâma (Algérie) ». *Geography. Université Joseph-Fourier -Grenoble I*, 2006. French.

Bekdouche F., 2010, « Evolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord algérien) », Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri Tizi-Ouzou, 13 p, 14 p.

Beverly J.L. et Martelle D.L., 2003, « Characterizing extreme dry-spell and forest fire weather events in the Boreal Shield ecozone of Ontario », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Blondel J., 1987, « From biogeography to life history theory : a multithematic approach », *J. Biogeogr*, 14, 405-422.

Blondel J., 1995, « La dynamique de la forêt naturelle », *Forêt méditerranéenne* t. XV t n° 3, 239-246.

BOUARBI, 1936, « Fascicule de gestion de la forêt domaniale de Mizrana. »

Bouchaour D., Benabdeli K., Bejamaa M.L., Stiti B., 2011, « Déprédation des glands de chêne liège par les insectes et possibilités de germination et de croissance des semis. » revue *Geo-Eco-Trop*, 2011, 35 : pp 69-80.

BOUDY P., 1950, « Monographie et traitement du chêne-liège. » Pp. 29 – 251, In: *Economie forestière nord-africaine. Vol. II*, Larose, Paris.

Boudy. P., 1952, « Guide du forestier en Afrique du Nord. » La maison rustique (Paris), p 418,419,420.

Boudy P., 1955, « Economie forestière Nord-Africaine. IV. Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie. » Larose éd., Paris ,438 p.

Boussaidi N., Mechregui T., 2017, « Effets des facteurs du milieu sur la densité du chêne-liège en Kroumirie (Nord-Ouest de la Tunisie) », *Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology*, 41(5), 2223-2232.

BRAUN-BLANQUET, J., 1935, « Un problème économique et forestier de la garrigue languedocienne. » *Communication Société Internationale Géobotanique Méditerranéenne Alpine*, 35 : 11-22.

Battles J.J., Fahey T.J., et Harney E.M.B., 1995, “Spatial patterning in the canopy gap regime of a subalpine *Abies-Picea* forest in the northeastern United States”. *Journal of Vegetation Science* 6: 807-814.

Bolker, B.M., Pacala, S.W., et C. Neuhauser. 2003, “ Spatial dynamics in model plant communities: what do we really know ?” *The American Naturalist* 162: 135-148.

Calama R., Manso R., Lucas-Borja M.E., Espelta J.M., Piqué M., Bravo F., Del Peso C., Pardos M., 2017, « Natural regeneration in Iberian pines: A review of dynamic processes and proposals for management », in : Guignabert A., « Etude des processus de

régénération naturelle du pin maritime en contexte de dune forestière gérée. Influence de la sylviculture, du climat et des interactions biotiques », Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux, 140 p.

Catry F.X., Moreira F., Pausas J.G., Fernandes P.M., Rego F., Cardillo E., Curt T., 2012, « Cork oak vulnerability to fire : the role of bark harvesting, tree characteristics and abiotic factors », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

CCT., 2008, - Centre Canadien de Télédétection Tutoriel : Notions Fondamentales de Télédétection. [En ligne] consulté le 09 Décembre 2017, http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/index_f.php

Chase M. W. et Reveal J. L., 2009, « A phylogenetic classification of the land plants to accompany APG III », Bot. J. Linn. Soc., vol. 161, octobre 2009, p. 122-127

Chave, J., Muller-Landau, H.C., et S.A. Levin. 2002, “Comparing classical community models: theoretical consequences for patterns of diversity.” The American Naturalist 159: 1- 22.

Chesson, P. 2000 b., “Mechanisms of maintenance of species diversity.” Annual Review of Ecology and Systematics 31: 343-366.

Chouahda S., 2016, « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 75 p, 93 p, 94 p.

CNPF, 2010, « Document réalisé avec le concours de la Région Pays de la Loire et du Ministère de l’Agriculture (Janvier 2010) ».

Cordonnier T., 2005, “Disturbance, diversity and permanence of structures in forest ecosystems”, these de doctorat, ECOLE NATIONALE DU GENIE RURAL DES EAUX ET DES FORÊTS.

Corgne S., 2004, « Hiérarchisation des facteurs structurant les dynamiques pluriannuelles des sols nus hivernaux. » Norois (193):17-29.

Corgne S., 2004, "Modélisation prédictive de l'occupation des sols en contexte agricole intensif", Thèse de Géographie, Université de Rennes 2, Rennes, 230 p.

Cumming S.G., 2001, "A parametric model of the fire-size distribution". Canadian Journal of Forest Research 31: 1297-1303.

Dehane B., 2011, « Caractérisation de la qualité du liège selon l'état sanitaire des arbres par la méthode d'analyse d'image - Cas des forêts de M'Sila et de Zariéffet (Nord-Ouest de l'Algérie) », Forêt méditerranéenne t. XXXII, n° 1, 39-50.

Dubois C., 1990, « Comportement du Chêne-liège après incendie », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Egler F.E., 1954, « Vegetation science concepts. I: Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development », in : Bekdouche F., « Evolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord algérien), Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri Tizi-Ouzou, 61 p.

Emberger L., 1955, « Une classification biogéographique des climats », Rev. Trav. Lab. Bot. Geo. Zool. (Fac. Sci. Univ. Montpellier), Fasc. 7, p. 1-43.

Encyclopédie Wikipédia, List of Koehler Images, 1897, « *Quercus suber* »,

https://fr.wikipedia.org/wiki/Ch%C3%AAneli%C3%A8ge#/media/Fichier:Quercus_suber_-_K%C3%B6hler%20%80%93s_Medizinal-Pflanzen-254.jpg

Fadhli F., 2011, « Segmentation des images satellites très haute résolution spatiale. These Magister en Génie physique ». Faculté des Sciences. Université des Sciences et de la Technologie d'Oran- Mohamed Boudiaf. Algérie.

FLAHAULT C., 1924, « Les incendies de forêts. » Revue Botanique Appliquée et Agriculture Tropicale, 4 : 1-20.

Forgeard F., Tallue B., 1986, « La recolonisation végétale dans une lande incendiée : étude de l'évolution de la structure de la végétation », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Foster, J.R., et Reiners W.A., 1986, "Size distribution and expansion of canopy gaps in a northern Appalachian spruce-fir forest". *Vegetatio* 68: 109-114.

Frelich, L.E. 2002, "Forest dynamics and disturbance regime. Studies from temperate evergreen-deciduous forests." *Cambridge Studies in Ecology*, Cambridge University Press.

FRICOUT, 1913, « Domaine forestier, occupation temporelle du sol, forêt domaniale de Mizrana. Aux tolbas et élèves de la zaouia de Sidi M'hamed Essadi. » Fascicules de gestion, administration des eaux et des forêts.

Gaudin S., 1997, « Quelques éléments d'écologie utiles au forestier », BTSA Gestion Forestière Module D41.

Guignabert A., 2018, « Etude des processus de régénération naturelle du pin maritime en contexte de dune forestière gérée. Influence de la sylviculture, du climat et des interactions biotiques », Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux, 140 p.

Hastings, A. 2003, "Transients: the key to long-term ecological understanding." *Trends in Ecology and Evolution* 19: 39-45..

Hély C., Flabbigan M., Bergeron Y., 2003, « Modeling tree mortality following wildfire in southeastern Canadian mixed-wood boreal forest », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

I.P.R.O.C.O.R., 2000, "Manuel didactique du leveur", Projet LEOSUBER,.

Jacquet K., Prodon R., 2007, « Résilience comparée des peuplements de Chêne vert et de Chêne-liège après incendie », *Rev. For. Fr.* LIX - 1, 31-44.

Johnson P.S., Shifley S.R., Rogers R., 2009, « The ecology and silviculture of oaks », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Kergomard C., 1990, « Résolution spatiale et niveaux d'échelle dans l'observation satellitaire des glaces marines » ; *Revue Photo-interprétation*, n°5, p 3-7

Key C.H., Benson N. C., 2005, « Landscape assessment: Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio», In : D. C. Lutes (Ed.), FIREMON, Fire effects monitoring and inventory system, General Technical Report, RMRS-GTR-164-CD, LA1-LA51. (pp.) Ogden, UT, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Kubo, T., Iwasa, Y., Furumoto. N., 1996, “Forest spatial dynamics with gap expansion: total gap area and gap size distribution”. Journal of Theoretical Biology 180: 229-246.

KUHNHOLTZ-LORDAT ,G. 1938, « La terre incendiée. » Essai d'agronomie comparée. Maison Carrée, Nîmes. 361 pp.

KUHNHOLTZ-LORDAT ,G. 1952, « Le tapis végétal dans ses rapports avec les phénomènes actuels de surf ace en Basse Provence. » Le Chevalier, Paris. 208 pp.

KUHNHOLTZ-LORDAT ,G. 1958, « L'écran vert. » Mémoires du Muséum national Histoire naturelle (B), 9, 276 pp.

Labadi-Mecherri O, et Illoul F., 2016, « Evaluation de deux techniques de repeuplement d'une suberaie incendiée : Cas du Canton Zraib de la forêt domaniale des Beni Ghobri », Mémoire de Master, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou.

Lacoste A., Salanon R., 1999, « Eléments de biogéographie et d'écologie », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 94 p.

Lambey B., 2003, « SCHEMA DE RESTAURATION ET DE GESTION DE LA BLEONE ET DE SES AFFLUENTS - MILIEUX NATURELS », Concept.Cours.d'EAU //SOGREAH ECOSTRATEGIES - JANVIER 2003 N°860070 R6 v2

Laska, G. 2001, “The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework.” Plant Ecology 157: 77-99.

Letreuch-Belarouci A., Letreuch-Belarouci N., Medjahd B., Benabdeli K., 2010, « Etude de la structure des peuplements de Chêne-liège dans le massif de Hafir-Zariffet (Nord-ouest de l'Algérie) », in : Dehane B., « Incidence de l'état sanitaire des arbres du Chêne-liège sur les accroissements annuels et la qualité du liège de deux subéraies oranaises : M'sila (W.Oran) et Zarieffet (W.Tlemcen) », Thèse de Doctorat, Université Abou Bakr Belkaid Tlemcen, 227 p.

Lopez Garcia M. J. ; Caselles V., 1991, « Mapping burns and natural reforestation using Thematic Mapper data », *Geocarto International*, 1, 31 – 37.

LUMARET R., TRYPHON-DIONNET M., MICHAUD H., SANUY A., IPOTESI E., BORN C. & MIR C., 2005, “Phylogeographical variation of chloroplast DNA in cork oak (*Quercus suber*).” *Ann. Bot.*, 96: 853 – 861.

MAGRI D., FINESCHI S., BELLAROSA R., BUONAMICI A., SEBASTIANI F., SCHIRONE B., SIMEONE M.C. & VENDRAMIN G.G., 2007, “The distribution of *Quercus suber* chloroplast haplotypes matches the palaeogeographical history of the western Mediterranean.” *Mol. Ecol.*, 16: 5259 – 5266.

MAIRE R., 1926, « Notice de la carte phytogéographique de l’Algérie et de la Tunisie. », *Baconnier*, Alger. 78 p.

MANOS P.S. & STANFORD A.M., 2001, “The historical biogeography of Fagaceae : tracking the tertiary history of temperate and subtropical forests of the northern hemisphere.” *Int. J. Plant. Sci.*, 162 (S6): S77 – S93.

Marage D., 2004, « Déterminisme, dynamique et modélisation spatiale de la diversité floristique dans un contexte de déprise pastorale. Application à la gestion durable des espaces montagnards sous influence méditerranéenne. » Thèse de doctorat, École Nationale du Génie Rural, Des Eaux et des Forêts.

Martínez-Sánchez J.J., Marín A., Herranz J.M., Ferrandis P., De las Heras J., 1995, « Effects of high temperatures on germination of *Pinus halepensis* Mill. and *P. pinaster* Aiton subsp. *pinaster* seeds in southeast Spain », in : Guignabert A., « Etude des processus de régénération naturelle du pin maritime en contexte de dune forestière gérée. Influence de la sylviculture, du climat et des interactions biotiques », Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux, 140 p.

McHugh C.V., et Kolb T.E., 2003, « Ponderosa pine mortality following fire in northern Arizona », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Mekideche S., Brakchi-Ouakour L., Kadik L., 2018. « Impact des perturbations anthropiques sur la diversité végétale de la subéraie de Chréa, au nord de l'Algérie. » Bois et Forêts des Tropiques, 337 : 53-66. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2018.337.a31633>

Messaoudene M., 2008, « Reboisements de chêne liège. » Unité de Recherche en Foresterie, Station Régionale de Tizi-Ouzou. Rapport 19 p.

Miura, M., Manabe, T., Nishimura, N., et S.-I. Yamamoto. 2001, “Forest canopy and community dynamics in a temperate old-growth evergreen broad-leaved forest, southwestern Japan : a 7-year study of a 4-ha plot.” *Journal of Ecology* 89: 841-849.

Nakashizuka T., 2001, “Species coexistence in temperate, mixed deciduous forests”. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 205-210.

Nsibi R., Souayha N., Khouia L.M., & Bouzid S., 2006, « La régénération naturelle par semis de la subéraie de Tabarka - Aïn Draham face aux facteurs écologiques et anthropiques. » *Geo-Eco-Trop*, 2006, 30.1: 35-48

Nsibi R., Souayha N., Khouia L.M., & Bouzid S., 2006, « Impacts des facteurs biotiques et abiotiques sur la dégradation de subéraie tunisienne. » *Revue Geo-Eco- Trop*. 30.1: 25-34.

Ondóñez J.L., Retana J., Espelta J.M., 2005, « Effects of tree size, crown damage, and tree location on post-fire survival and cone production of *Pinus nigra* trees », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Ouelmouhoub S., 2005, « Gestion multi-usage et conservation du patrimoine forestier : cas des subéraies du Parc National d'El Kala (Algérie) », Thèse de Master of science, Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier, 95 p.

Pausas J.G., 1997, « Resprouting of *Quercus suber* in North East Spain after fire », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Pausas J.G., Carbo E., Caturla R.N., Gil J.M., Vallejo R., 1999, « Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula », in : Chouahda S., « Résilience des

écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 92 p.

PAUSAS J. G., PEREIRA J. S. & ARONSON J., 2009, “The tree.” Pp: 11 – 21, In: J. ARONSON, J.S. PEREIRA & J.G. PAUSAS (eds). Cork oak woodlands on the edge. Ecology, adaptive management and restoration. Island Press, Abingdon, Oxfordshire, UK.

Pettorelli N., Vik J.O., Mysterud A., Gaillard J.M., Tucker C.J., Stenseth N.C., 2005, « Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change », Trends in Ecology & Evolution, 20 (9), 503-510.

PETROV M. & GENOV K., 2004, “50 years of cork oak (*Quercus suber* L.) in Bulgaria. Naukaza Gorata”, Forest Science, 3: 93 – 101.

Pickett S.T.A., White P.S., 1985, « The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics », Academic Press, New York.

Pickett, S.T.A., Wu, J., et M.L. Cadenasso. 1999, “Patch dynamics and the ecology of disturbed ground.” Dans Ecosystems of the world: ecosystems of disturbed ground, L.R. Walker ed., Elsevier Science.

Prodon R., 1988, « Dynamique des systèmes avifaune-végétation après déprise rurale et incendie dans les Pyrénées méditerranéennes siliceuses », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p, 91 p.

Quézel P., 1990, « Les reboisements en région méditerranéenne. Incidences biologiques et économiques », Forêt méditerranéenne t. XII, n° 2, 103-114.

Quézel P., Medail F., 2003, « Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen », in : Bekdouche F., « Evolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord algérien), Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri Tizi-Ouzou, 13 p.

QUEZEL P. & SANTA S., 1962-1963, « Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. » 2 vols, CNRS (eds). Paris. 1170 p.

Raachi M.L., 2007, « Etude préalable pour une gestion intégrée des ressources du bassin versant du lac Tonga au Nord-est algérien », Mémoire de Maîtrise en Géographie, Université du Québec à Montréal, 30 p, 35 p, 38 p, 70 p, 82 p.

Rameau J.C., 1999, « Accrus, successions végétales et modèles de dynamique linéaire forestière », Ingénieries EAT, 33-48.

REM – SYCO, « Fiche extraite du répertoire des essences méditerranéennes – www.prevention-incendie66.com/syco ».

Reyes O., Casal M., 2001, « Effect of high temperatures on cone opening and on the release and viability of *Pinus pinaster* and *P. radiata* seeds in NW Spain », *Ann. For. Sci.* 59, 327–334.

Rigolot E., 2004, « Predicting postfire mortality of *Pinus halepensis* Mill. And *Pinus pinea* L. », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Rigolot E., Fernandes P., 2005, « Ecologie du pin maritime en relation avec le feu et gestion des peuplements pour leur protection contre les incendies », forêt méditerranéenne t. XXVI, n° 1, mars 2005.

Rogers, P. 1996, “Disturbance ecology and forest management: a review of the literature.” Gen. Tech. Rep. INT-GTR-336. USDA Forest Service, Intermountain Research Station.

Rouse J.W., Hass R.H., Schell J.A., Deering D.W., Harlin J.C., 1974, « Monitoring the vernal advancement of natural vegetation », NASA/GSCF Final Report, Greenbelt, MD, 371 p.

Runkle J.R., et Yetter T.C., 1987, “Treefalls revisited: gap dynamics in the southern Appalachians”. *Ecology* 68: 417-424.

Samaali H., 2011, « Etude de l'évolution de l'occupation et de l'utilisation du sol dans le delta de Mejerda par télédétection et SIG ». Faculté des Sciences Humaines et Sociales de Tunis, French. <tel-00612952v2>

SAUVAGE Ch., 1961, « Recherches géobotaniques sur les subéraies marocaines. » *Trav. Inst. Sci. Cherif. Serv. Bot.*, 21: 1 - 462.

Singh A., 1989, « Digital change detection techniques using remotely sensed data », *Int J Remote Sens* 10, 989–1003.

Solé R.V. et Manrubia S.C., 1995, “Are rainforests self-organized in a critical state ?” *Journal of Theoretical Biology* 173: 31-40.

Sousa W.P., 1984, « The role of disturbance in natural communities », *Annu. Rev.Ecol. Syst.* 15, 353-391.

Tabopda G., et Fotsing J. M., 2010, « Quantification de l'évolution du couvert végétal dans la réserve forestière de Laf-Madjam au nord du Cameroun par télédétection satellitale », *Sécheresse*, 21 (3), p. 169-178

Tarhouni M., Ouled Belgacem A., Neffati M., et Henchi B., 2007, “Validation of some ecosystem structural attributes under the effect of seasonal drought and animal pressure around watering points in the arid area of Tunisia”. *Belgian Journal of Botany* 139(2): 188-202.

Tassin J., et Balent G., 2004, « Le diagnostic d'invasion d'une essence forestière en milieu rural : exemple d'*Acacia mearnsii* à la Réunion », *Rev. For. Fr.* LVI - 2-2004.

Tilman, D. 1994, “Competition and biodiversity in spatially structured habitat.” *Ecology* 75: 2-16.

Trabaud L., Lepart J., 1980, « Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire », in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 90 p.

Trabaud L, 1995, « MODALITÉS DE GERMINATION DES CISTES ET DES PINS MÉDITERRANÉENS ET COLONISATION DES SITES PERTURBÉS », *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, vol. 50, 1995.

Torres A.E., 1998, « La régénération naturelle et artificielle de la subéraie. » La régénération dans la Dehesa , séminaire Hispano-Marocain de gestion en subéculture IPROCOR , Mérida , 1998 .

Trichon V., 1996, « Hétérogénéité spatiale des structures en forêt naturelle en basse altitude à Sumatra, Indonésie. » in : Chouahda S., « Résilience des écosystèmes forestiers

du Nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies », Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar Annaba, 93 p.

Tso B., Mather P., 2009, « Classification methods for remotely sensed data », 1st ed. Boca Raton, Fla : CRC/Taylor & Francis.

Tucker C.J., Justice C.O., Prince S.D., 1986, « Monitoring the grasslands in the Sahel 1984-1985 », International Journal of Remote Sensing, Vol. 7, 1571-1581.

Van der Maarel, E. 1993, “Some remarks on disturbance and its relation to diversity and stability.” Journal of vegetation Science 4: 733-736.

Vidal M., 2016, « Optimisation des stratégies d’amélioration génétique du pin maritime grâce à l’utilisation de marqueurs moléculaires », Thèse de doctorat, Université de Bordeaux, 25 p.

Weismiller R.A., Kristof S.J., Scholz D.K., Auuta P.E., Momin S.A., 1977, « Change detection in coastal environments », Photogramm. Eng. Remote Sens 43, 1533-1539.

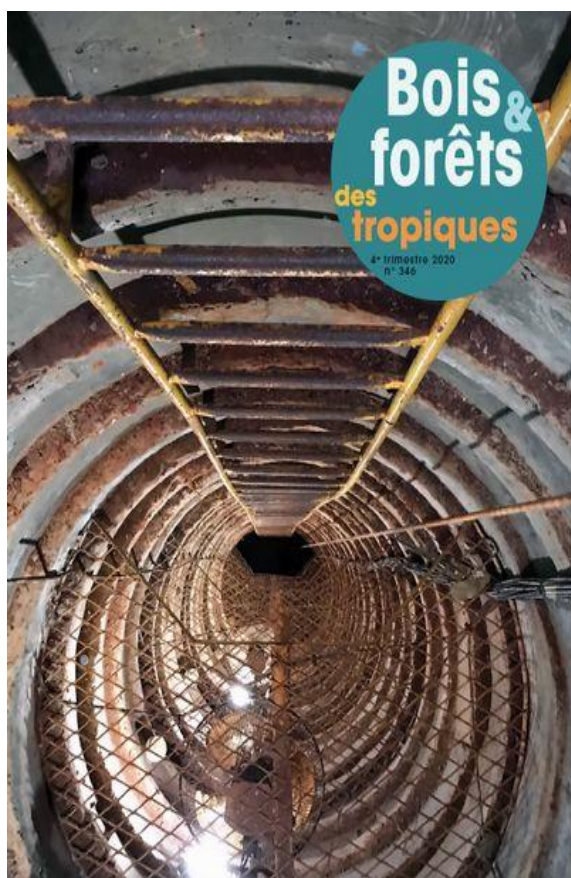
White, P.S., et A. Jentsch, A. 2001, “The search for generality in studies of disturbance and ecosystems dynamics.” Progress in Botany 62: 399-449.

Yahiaoui E., 2015, « L’adaptation de jeunes plants de chêne liège (Quercus Suber) soumis à des températures extrêmes de l’environnement, étude comparative entre provenance. », Master en ecologie végétale et environnement yyUniversité Abou Bekr Belkaid Tlemcen. 80p.a

Yamamoto S.I., 1995, “Gap characteristics and gap regeneration in subalpine old-growth coniferous forests, central Japan”. Ecological Research 10: 31-39.

Publication

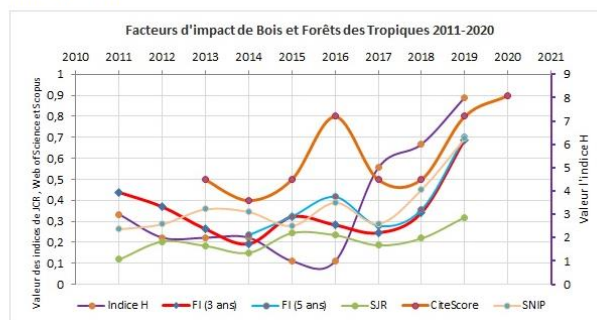
Bois et forêts des tropiques



Référencement

Référencement et Facteurs d'impact

Référencé par : Web Of Science, SCOPUS, ROAD, CROSSREF, CIRAD (OU PUBLIER), CABABSTRACTS, GLOBALHEALTH



Date de publication : 15 mars 2021

Dénomination de la revue/périodique : Bois et forêts des tropiques

Numéro : 347 (1)

ISSN : 0006-579X **E-ISSN :** 1777-5760

URL : <https://www.revues.cirad.fr/index.php/bft>

Thomson Reuters "Web of Science" **(Catégorie A)**

1904	BODY & SOCIETY	SAGE PUBLICATIONS LTD	1357-034X	1460-3632
1905	BODY IMAGE	ELSEVIER	1740-1445	1873-6807
1906	BOIS ET FORETS DES TROPIQUES	CIRAD-CENTRE COOPERATION INT RECHERCHE AGRONO	0006-579X	1777-5760
1907	BOLETIM DO INSTITUTO DE PESCA	INST PESCA	0046-9939	1678-2305
1908	BOLETIN DE LA ASOCIACION DE GEOGRAFOS ESPAÑOLES	ASOCIACION GEOGRAFOS ESPAÑOLES	0212-9426	2605-3322

Cartographie des déterminants de l'invasion par le pin maritime, *Pinus pinaster* Ait., de la subéraie de Haddada dans le nord-est de l'Algérie

Aziz MELIANI¹
Mohamed GANA¹
Mohamed El Habib BENDERRADJI¹
Kaouther BEN YAHIA^{2,3}
Djamel ALATOU¹

¹ Université des Frères Mentouri -
Constantine 1
Faculté des sciences de la nature
et de la vie
Département de biologie
et écologie végétale
Laboratoire de développement
et valorisation des ressources
phytogénétiques
BP 325, route de Ain El Bey
25017 Constantine
Algérie

² Université de Carthage
Avenue de la République
BP 77, 1054 Amilcar
Tunisie

³ Institut national de recherches
en génie rural, eaux et forêts
Laboratoire d'écologie forestière
Rue Hédi EL Karray El Menzah IV
BP 10, Ariana 2080
Tunisie

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Aziz MELIANI – meliaz@yahoo.fr



Photo 1.
La subéraie de Haddada sujette à une invasion par le pin maritime.
The Haddada suberaie subject to invasion by maritime pine.
Photo A. Meliani.

Doi : 10.19182/bft2021.347.a31883 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 16 juin 2020 ;
date d'acceptation : 16 décembre 2020 ; date de publication : 25 février 2021.



Licence Creative Commons :
Attribution - 4.0 International.
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

Citer l'article / To cite the article

Meliani A., Gana M., Benderradji M. E. H., Ben Yahia K., Alatou D., 2021. Cartographie des déterminants de l'invasion par le pin maritime, *Pinus pinaster* Ait., de la subéraie de Haddada dans le nord-est de l'Algérie. Bois et Forêts des Tropiques, 347 : 77-88. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a31883>

RÉSUMÉ

Cartographie des déterminants de l'invasion par le pin maritime, *Pinus pinaster* Ait., de la subéraie de Haddada dans le nord-est de l'Algérie

Plusieurs subéraies du Nord-Est algérien sont sujettes à une invasion par le pin maritime. Cette dynamique forestière qui a débuté dans les années 1980 est souvent citée parmi les facteurs de dégradation des subéraies algériennes mais n'a encore jamais fait l'objet de recherche. L'objectif de notre étude, qui porte sur le cas de la subéraie de Haddada (wilaya d'El-Tarf), était d'identifier les déterminants de l'invasion par le pin maritime, *Pinus pinaster* Ait., en recourant à une cartographie chorologique de facteurs tels que la pente, l'exposition et les surfaces incendiées en 1994, ainsi qu'une cartographie de la subéraie avant et après l'invasion. L'élaboration des cartes a suivi une approche géomatique complétée par des enquêtes sur le terrain. La cartographie montre que les parties envahies par le pin maritime sont celles qui ont été le plus touchées par l'incendie de 1994, ce qui correspond aussi aux pentes fortes et très fortes. La faible résilience du chêne-liège (*Quercus suber*) dans ces conditions a permis au pin maritime de le supplanter. Cette dynamique illustre bien le paradigme *patch dynamics* dans une forêt méditerranéenne, et nous renseigne aussi sur le potentiel invasif du pin maritime, s'agissant d'une espèce se révélant également invasive ailleurs dans le monde. Le changement climatique risque d'accentuer ces processus d'invasion.

Mots-clés : déterminants, dynamique végétale, invasion, géomatique, *Pinus pinaster* Ait., pin maritime, *Quercus suber*, chêne-liège, subéraie, Algérie.

ABSTRACT

Mapping the determinants of invasion by maritime pine, *Pinus pinaster* Ait., in the Haddada cork oak woods in north-eastern Algeria

A number of cork oak woods in north-eastern Algeria are being invaded by maritime pines. These forest dynamics began in the 1980s and although they are often cited as one of the factors of degradation of Algeria's cork oak woods, they have never been researched. The aim of our study, on the cork oak woods of Haddada (wilaya of El-Tarf) was to identify the determinants of invasion by the maritime pine, *Pinus pinaster* Ait., by chorological mapping of factors such as slopes, exposure and areas burned by wildfires in 1994, together with mapping of the cork oak woods before and after the invasion. The maps were produced by applying a geomatics approach supplemented by ground surveys. The maps show that the areas invaded by maritime pine are those that were most affected by the fires of 1994, which are also those on steep and very steep slopes. The low resilience of cork oaks, *Quercus suber*, in such conditions has allowed maritime pines to supplant them. These dynamics are a good illustration of the "patch dynamics" paradigm in Mediterranean forests and also show the invasive potential of maritime pine, which has been shown to be equally invasive elsewhere in the world. The invasion process is likely to be accentuated by climate change.

Keywords: determinants, plant dynamics, invasion, geomatics, *Pinus pinaster* Ait., maritime pine, *Quercus suber*, cork oak, cork oak wood, Algeria.

RESUMEN

Cartografía de los factores determinantes de la invasión del pino marítimo, *Pinus pinaster* Ait., en el alcornoque de Haddada, en el nordeste de Argelia

Varios alcornocales del nordeste de Argelia sufren la invasión del pino marítimo. Esta dinámica forestal iniciada en los años 1980 se cita a menudo entre los factores de degradación de los alcornocales argelinos, pero nunca ha sido objeto de investigación. El objetivo de nuestro estudio, centrado en el caso del alcornoque de Haddada (valiato de El-Tarf), era identificar los factores determinantes de la invasión del pino marítimo, *Pinus pinaster* Ait. Se utilizó una cartografía corológica teniendo en cuenta factores como la pendiente, la exposición y las superficies quemadas en 1994, así como la cartografía del alcornoque antes y después de la invasión. Los mapas se elaboraron mediante un enfoque geomático complementado con investigaciones realizadas sobre el terreno. La cartografía muestra que las zonas invadidas por el pino marítimo fueron las más afectadas por el incendio de 1994, y también corresponden a las pendientes empinadas y muy empinadas. La escasa resiliencia del alcornoque, *Quercus suber*, a estas condiciones permitió que el pino marítimo lo suplantara. Esta dinámica ilustra claramente el paradigma de la dinámica de parches (*patch dynamics*) en un bosque mediterráneo, y también nos informa sobre el potencial invasor del pino marítimo, ya que esta especie también es invasora en otros lugares del mundo. Es posible que el cambio climático acentúe estos procesos de invasión.

Palabras clave: factores determinantes, dinámica vegetal, invasión, geomática, *Pinus pinaster* Ait., pino marítimo, *Quercus suber*, alcornoque, alcornoque, Argelia.

Introduction

Les dynamiques forestières impliquant des espèces invasives figurent parmi les problématiques fondamentales liées au contexte actuel de changement climatique et d'érosion de la biodiversité. L'étude d'une espèce invasive dans un lieu donné permet une meilleure évaluation de son potentiel invasif dans d'autres lieux (Tassin *et al.*, 2007). Les essences ligneuses invasives sont celles qui causent le plus de dommages au fonctionnement des écosystèmes (Bingeli, 1996 ; Cronk et Fuller, 1998 ; Rejmánek *et al.*, 2005), parmi lesquelles les exotiques inquiètent souvent davantage que les autochtones. Cependant, ces dernières aussi sont indicatrices de changements en cours et nécessitent tout autant d'attention. Notre étude porte sur l'enrésinement naturel où les feuillus sont envahis par les résineux, souvent cité parmi les principaux agents responsables de la dégradation des subéraies algériennes (Ouelmouhoub, 2005 ; Raachi, 2007 ; Aouadi *et al.*, 2010 ; Letreuch-Belarouci *et al.*, 2010 ; Dehane *et al.*, 2011 ; Amoura, 2017).

Notre site d'étude concerne l'invasion de la subéraie de Haddada, dans l'extrême Nord-Est algérien, par le pin maritime (*Pinus pinaster* Ait.). Dans l'ensemble du bassin versant du lac Tonga, dont fait partie ce site d'étude, l'enrésinement de la subéraie aurait atteint son apogée durant la période de sécheresse qui a débuté dans les années 1980 et s'est achevée au milieu de la décennie suivante (Raachi, 2007). D'après les services forestiers de la région, il aurait débuté dans la subéraie de Haddada il y a plus de 30 ans et se serait accentué après l'incendie de l'été 1994.

Selon Quézel *et al.* (1990), il est rare que les enrésinements naturels soient évalués correctement quel qu'en soit l'élément déclencheur. L'invasion par le pin maritime des subéraies du Nord-Est algérien n'a encore jamais fait l'objet d'études. Ainsi, afin de mieux comprendre la dynamique et les modalités de cette invasion dans la subéraie de Haddada, notre objectif était d'en identifier les déterminants en recourant à une cartographie chorologique de facteurs d'invasion présumés déterminants (pente, exposition et surfaces incendiées en 1994), ainsi qu'à une cartographie de la subéraie avant et après invasion par le pin maritime. L'élaboration des cartes a été assurée par une approche géomatique complétée par des enquêtes sur le terrain.

Présentation du site d'étude

La subéraie de Haddada se situe dans l'extrême Nord-Est algérien, dans la commune de Souarekh, wilaya d'El-Tarf (figure 1) (photos 1 et 2). Elle fait partie du Parc national d'El Kala, classé comme tel depuis juillet 1983, puis classé réserve de la biosphère par l'UNESCO en 1990.

Notre étude concerne la partie sujette à l'invasion par le pin maritime, ce qui représente une superficie de 224,9 ha. Cette écosection se situe sur un versant à dominance ouest d'une basse montagne tellienne, dont la ligne de crête, qui culmine à 594 m (Kef Edmen), correspond à la frontière algéro-tunisienne. Elle représente la limite nord-orientale de la chaîne numidique, dont l'ossature est à base d'argiles et de grès numidien. Le sol, peu profond, est de type brun forestier. Le site compte beaucoup d'affleurements rocheux et le relief accidenté présente beaucoup de pentes de 25 % et plus. Le site fait partie du bassin versant du lac Tonga et est parcouru par plusieurs ravines.

La subéraie de Haddada est sous l'influence d'un climat méditerranéen subhumide, à hiver doux à chaud (Emberger, 1955 ; Raachi, 2007), caractérisé par une pluviométrie qui varie entre 710 et 910 mm/an. La période pluvieuse s'étend d'octobre à avril. La température moyenne annuelle avoisine les 18 °C.

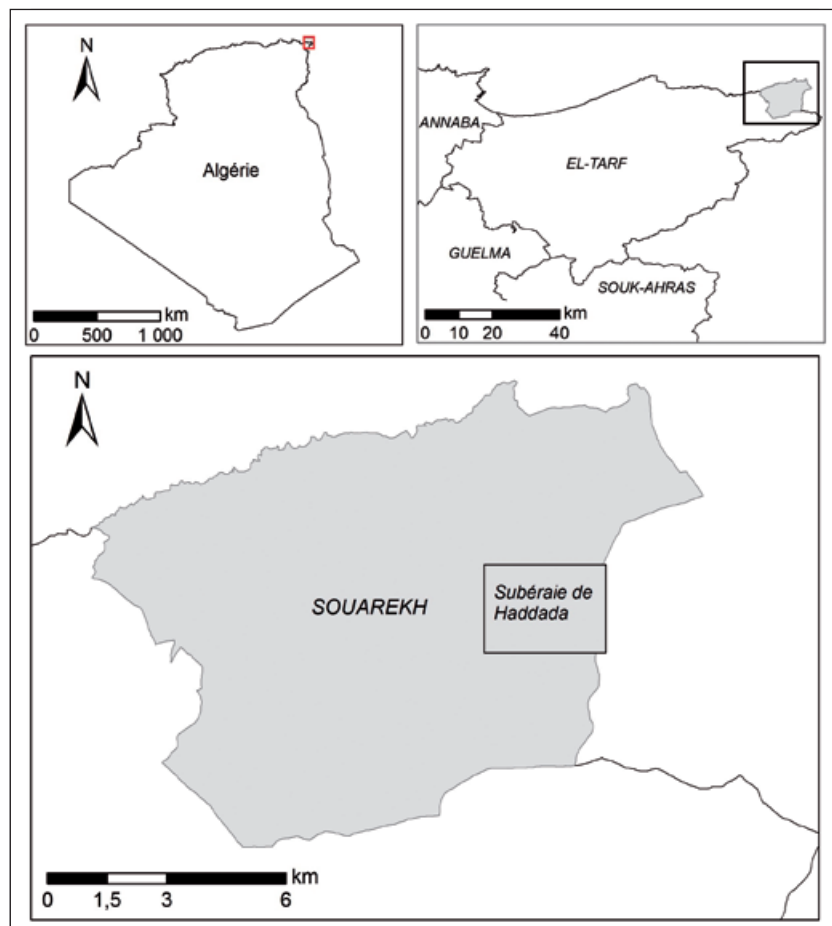


Figure 1.
Situation géographique de la subéraie de Haddada.
Geographical location of the Haddada suberaie.

**Photo 2.**

La subéraie de Haddada sujette à une invasion par le pin maritime.
The Haddada suberaie subject to invasion by maritime pine.
Photo A. Meliani.

Le cortège floristique de la subéraie de Haddada est principalement constitué de *Erica arborea*, *Arbutus unedo*, *Pistacia lentiscus* et *Cytisus triflorus*. Elle est sujette à un envahissement par le pin maritime dont les sujets les plus âgés ne dépassent pas 35 ans, d'après leur dendrométrie. La végétation des ravines est à base de *Salix pedicellata*.

Méthodologie

Nous avons opté pour une approche géomatique, complétée par des enquêtes sur le terrain, pour élaborer des cartes de la subéraie de Haddada avant et après l'invasion par le pin maritime, ainsi qu'une cartographie des déterminants de cette invasion : pente, expositions, et surfaces incendiées en 1994. Ces dernières ont été identifiées par le *Normalized burn ratio* (NBR).

Sources des données

Nous avons utilisé les images satellitaires Landsat et les images Google Earth (tableau I), dont l'association nous a permis d'établir des cartes plus précises.

Landsat nous donne accès à une archive remontant aux années 1980, période où l'envahissement de la subéraie de Haddada par le pin maritime a débuté. Ses images, obtenues gratuitement sur le site Earth Explorer USGS (United States Geological Survey¹), sont de niveau 2A ; elles ont subi une correction géométrique et atmosphérique.

Les images Google Earth nous ont permis d'améliorer la qualité de la classification à partir des échantillons de validation obtenus par photo-interprétation.

Méthodes de traitement des données

Définition des classes thématiques

Notre site d'étude se subdivise en cinq classes thématiques :

- la subéraie – arborée dense, arborée claire, fruticée ;
- les surfaces envahies par le pin maritime (enrésinées) ;
- les terres nues – affleurements rocheux, pistes et routes ;

¹ <http://earthexplorer.usgs.gov/>

Tableau I.
Sources des données utilisées.

Type	Données	Date	Résolution spatiale (m) / échelle	Source
Images satellitaires	Landsat 5 - TM	18 juillet 1984	30	<i>Earth explorer</i> USGS (<i>United States Geological Survey</i> : http://earthexplorer.usgs.gov/)
		18 juillet 1987		
		31 août 1994		
		10 août 2004		
	Landsat 8 - OLI	14 août 2018	30	
Données auxiliaires	Cartes topographiques	2005	1 / 25 000	Institut national de cartographie et de télédétection (INCT)
	<i>Google Earth</i>	2018	0,5	<i>Google Inc.</i>
	Historique du site	/	/	Services forestiers (algériens et tunisiens)
	Données de terrain	/	/	Site d'étude
	Modèle numérique de terrain (MNT)	/	30 m	<i>Global Digital Elevation Model</i> du satellite ASTER

- les surfaces vouées à l'agriculture – terres cultivées, jachères, arboriculture ;
- le bâti.

Des échantillons représentatifs de chaque classe thématique ont été identifiés lors des enquêtes sur terrain, ce qui nous a permis d'être plus précis, sachant que la résolution spatiale des images satellitaires utilisées ne permettait pas à elle seule une bonne discrimination entre feuillus et résineux.

Classification des images

Pour l'élaboration de la carte de la subéraie de Haddada en 1987, nous avons d'abord utilisé deux indices, l'*Optimum index factor*, qui permet la sélection des meilleures bandes spectrales ayant une faible corrélation et une forte variance, afin d'éviter la redondance, et l'indice de séparabilité pour calculer la distance spectrale entre les différentes parcelles d'entraînement. Pour la sélection de ces dernières, nous nous sommes basés sur les données fournies par les services forestiers, d'une part, et la confirmation de ces données par la dendrométrie du chêne-liège, d'autre part, recueillies sur la base d'enquêtes sur le terrain, ce qui indique avec précision les surfaces homogènes occupées par le chêne-liège en 1987. Puis nous avons effectué la classification supervisée à l'aide de l'algorithme *maximum likelihood* (maximum de vraisemblance), qui affecte chaque pixel à la classe ayant obtenu la plus forte probabilité de le contenir (Tso et Mather, 2009). Pour la validation de cette classification, nous avons généré des points aléatoires pour chaque classe d'occupation du sol, qui ont été confirmés par les enquêtes sur le terrain. Deux indices issus de la matrice de confusion sont souvent utilisés pour la validation de la performance des classifications : la précision globale (proportion des pixels bien classés calculée en pourcentage) et l'indice de Kappa (rapport entre le nombre de pixels bien classés et le total des pixels sondés).

Concernant l'élaboration de la carte de la subéraie de Haddada en 2018, nous avons d'abord isolé les routes, les pistes, les roches et le bâti par digitalisation en se basant sur l'interprétation visuelle des images Google Earth, puis nous avons effectué des relevés GPS lors des enquêtes sur le terrain pour délimiter les bouquets de pins maritimes. Le fichier vecteur a ensuite été projeté sur les images afin de compléter la classification. Cette méthode nous a permis de dépasser la difficulté de la discrimination entre pin maritime et chêne-liège, d'une part, et de profiter de la haute résolution spatiale des images Google Earth (0,5 m), d'autre part.

Détection du changement

Nous avons opté pour la méthode de post-classification. Les classifications sont ainsi indépendantes, réduisant par la suite les problèmes de calibration atmosphérique et de capteur inter-dates. Les résultats de la classification pour deux dates produisent des cartes qui consignent toutes les possibilités de changements (Weismiller *et al.*, 1977). Cette méthode confère plus de fiabilité à l'identification des zones de changement.

Traitement du modèle numérique de terrain (MNT)

Nous avons effectué un traitement automatique du MNT, par le système d'information géographique (SIG), pour obtenir une base de données géospatiales comportant toutes les caractéristiques physiques du site. Nous avons effectué la projection cartographique du MNT vers WGS 84 UTM 32 N, ce qui nous a permis de générer les cartes des classes de pente et d'exposition.

Application des indices

Les indices font partie de méthodes de traitement que l'on appelle les transformations multi-spectrales. Ils consistent à convertir la luminance mesurée au niveau des capteurs en valeurs numériques ayant une signification dans les domaines environnementaux.

Nous avons utilisé le NBR (*Normalized Burn Ratio*) pour la chorologie de l'invasion par le pin maritime vis-à-vis des surfaces brûlées en août 1994. Il est déterminé à partir de l'écart de réflectance entre les canaux du proche infrarouge (pIR) et les ondes courtes infrarouge (SWIR). Il permet l'identification des surfaces brûlées (Key et Benson, 2006). Il se calcule comme suit :

$$\text{NBR} = (\text{pIR} - \text{SWIR}) / (\text{pIR} + \text{SWIR})$$

Les valeurs élevées (positives) du NBR correspondent à une végétation en bon état, alors que les valeurs basses (négatives) correspondent aux terres nues et aux surfaces récemment incendiées. Les valeurs proches de zéro sont les surfaces non incendiées.

Acquisition des données de terrain

Nous avons effectué plusieurs sorties sur terrain, pour des collectes de données et des observations dans la subéraie de Haddada. Cela a été déterminant pour élaborer des cartes précises par les vérifications directes, afin de corriger et de valider les résultats du traitement des images satellitaires, et l'observation de la structure de la forêt et sa composition.

Résultats

Cartographie de la subéraie de Haddada avant et après l'invasion par le pin maritime

Les figures 2 et 3 représentent respectivement la subéraie de Haddada en 1987 et 2018.

Selon la matrice de confusion de l'image classée (1987), la quasi-totalité des pixels affectés à ces classes ont été bien classés. La précision y dépasse 80 % pour la majorité des classes (tableau II).

La valeur du coefficient de Kappa estimée dans notre cas est de 84,4 %, sachant que la valeur critique inférieure de ce dernier, au-delà de laquelle une classification est jugée acceptable, est de 75 % (Girard et Girard, 1999). On peut donc dire qu'il y a une très bonne correspondance entre la cartographie issue de la classification des données de la télédétection et les observations issues du terrain.

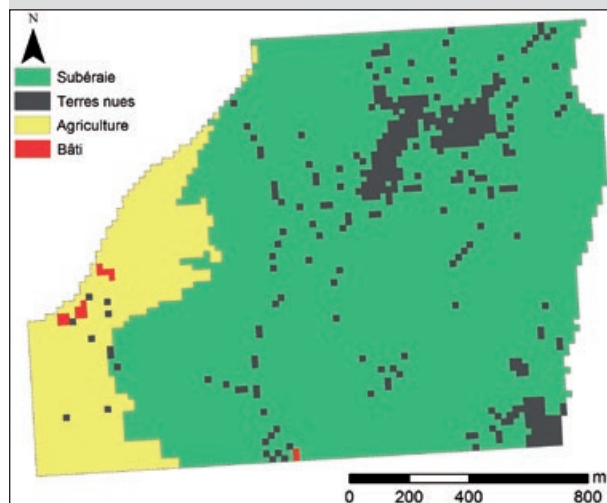


Figure 2.
La subéraie de Haddada en 1987.
Haddada's suberaie in 1987.

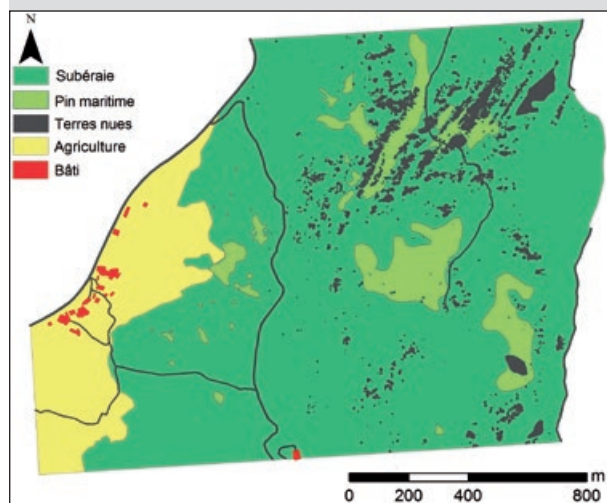


Figure 3.
La subéraie de Haddada en 2018 envahie par le pin maritime.
The Haddada suberaie in 2018 invaded by maritime pine.

Tableau II.
Indices de précision de la classification de l'image Landsat de 1987.

Classes d'occupation du sol	Précision cartographique (%)	Précision thématique (%)
Chêne-liège	92,98	94,46
Roches - Terres nues	81,81	81,81
Agriculture	93,75	78,94
Bâti	84,61	100
Précision globale		89,81
Coefficient de Kappa		84,42

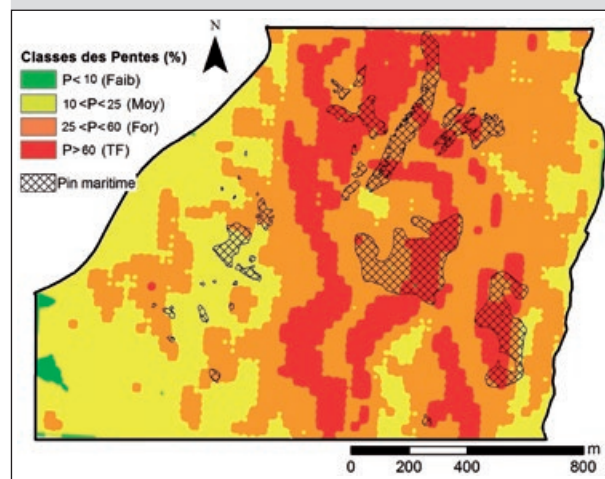


Figure 4.
Classes des pentes et surfaces envahies par le pin maritime.
Classes of slopes and surfaces invaded by maritime pine.

L'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime se présente sous forme de bouquets arborés (figure 3), dont la superficie varie de quelques mètres carrés à quelques hectares (6 ha). Ils sont répartis sur l'ensemble de la subéraie, majoritairement sur le flanc du versant au-dessus de 250 m d'altitude. La superficie totale envahie par le pin maritime est de 17,96 ha, soit 7,98 % du site et 9,37 % de la surface forestière. Si la majorité des surfaces enrésinées (81,79 %) étaient autrefois occupées par le chêne-liège (*Quercus suber* L.), une partie (18,21 %) était cependant constituée de terres nues.

Le tableau III représente la matrice de transition des classes thématiques (en pourcentage) entre 1987 et 2018.

Cette matrice de transition montre que 8,32 % de la subéraie (soit 14,69 ha) et 21,43 % (soit 3,27 ha) de terres nues ont été envahies par le pin maritime.

Déterminants de l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

Relation entre la pente et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

La figure 4 représente la superposition des classes de pentes aux surfaces envahies par le pin maritime.

Les surfaces de la subéraie de Haddada envahies par le pin maritime sont à 46,8 % situées sur des pentes fortes, et à 44,9 % sur des pentes très fortes, alors que seules 8,3 % d'entre elles sont situées sur des pentes moyennes (tableau IV). Sur ce terrain accidenté, le sol est peu profond avec des affleurements rocheux.

Relation entre l'exposition et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

La figure 5 représente la superposition des expositions aux surfaces envahies par le pin maritime.

Les surfaces de la subéraie de Haddada envahies par le pin maritime représentent 46,6 % de la superficie et sont exposées à l'ouest, 31,5 % étant exposées au nord-ouest et 11,8 % au sud-ouest (tableau V). Les expositions ouest sont donc celles qui contiennent le plus de surfaces enrésinées, mais nous devons rappeler que l'ensemble du site d'étude est lui-même à domination ouest.

Tableau III.
 Matrice de transition des classes thématiques (en pourcentage) entre 1987 et 2018.

Classes d'occupation du sol		2018				
		Subéraie	Pin maritime	Terres nues	Agriculture	Bâti
1987	Subéraie	87,06	8,32	3,88	0,24	0
	Pin maritime	0	0	0	0	0
	Terres nues	39,57	21,43	36,31	1,43	0,07
	Agriculture	10,01	0,02	2,98	84,14	1,21
	Bâti	0	0	1,36	0,43	97,36

Tableau IV.
 Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des pentes.

Valeurs de la pente (P)	Classes de pente	Surfaces envahies par le pin maritime (ha)	Surfaces envahies par le pin maritime (%)
P < 10 %	Faible	0	0
10 % < P < 25 %	Moyenne	1,49	8,34
20 % < P < 60 %	Forte	8,35	46,78
P > 60 %	Très forte	8,02	44,89

Relation entre l'incendie et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

En août 1994 un incendie a touché la subéraie de Haddada, ainsi que le versant est, du côté tunisien. La figure 6 représente le NBR de la fin août 1994, avec les surfaces envahies par le pin maritime en 2018.

La partie de la subéraie située au-dessus de 250 m relève majoritairement d'un NBR négatif, indiquant alors les surfaces incendiées en août 1994. C'est sur cette partie que se situent la plupart des surfaces envahies par le pin maritime (figure 6).

Tableau V.
 Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des expositions.

Exposition	Surfaces envahies par le pin maritime (ha)	Surfaces envahies par le pin maritime (%)
Sud-est	0,08	0,42
Sud	1,39	7,79
Sud-ouest	2,10	11,77
Ouest	8,32	46,56
Nord-ouest	5,62	31,49
Nord	0,35	1,97

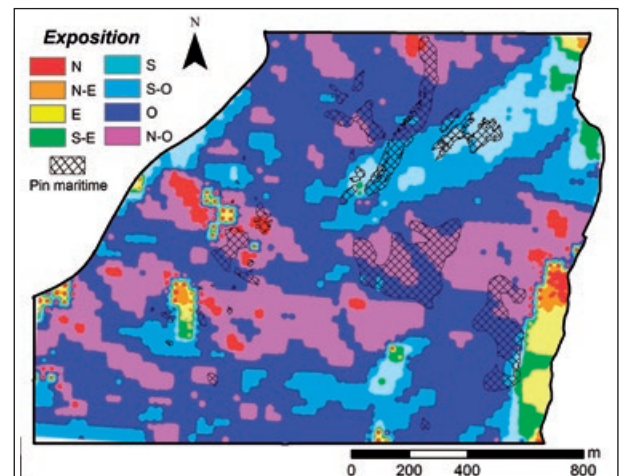


Figure 5.
 Expositions et surfaces envahies par le pin maritime.
 Exposures and areas invaded by maritime pine.

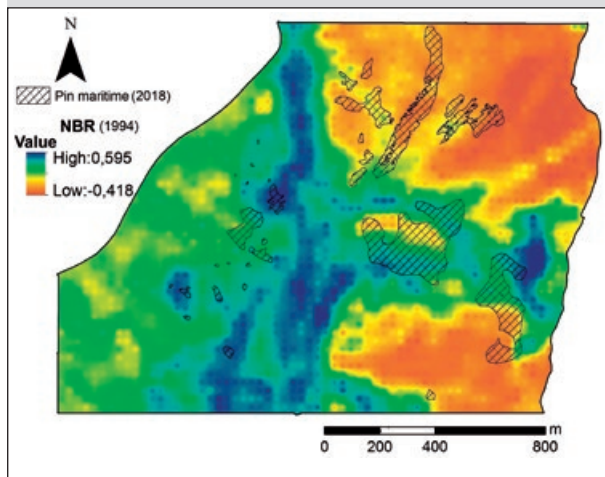


Figure 6.
NBR (Normalized Burn Ratio) et surfaces envahies par le pin maritime.
NBR (Normalized Burn Ratio) and surfaces invaded by maritime pine.

Discussion

Dynamique de l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

Le pin maritime est une espèce à stratégie (r) (Barbero, 1995), classée parmi les conifères colonisateurs opportunistes selon le modèle expansionniste de Barbero et Quézel (1989), pionnière pour la subéraie, se situant parmi les arbres « occupants de places vides » qui s'installent après perturbation (Blondel, 1995). Ainsi, du point de vue des successions végétales, l'invasion d'une subéraie par le pin maritime correspond à une dynamique régressive. Dans notre site, elle a touché 9,37 % de la surface forestière. Avec une population de pin maritime non équiennée, et des semenciers âgés de moins de 35 ans, il lui aura fallu une vingtaine d'années pour coloniser cette superficie de la subéraie de Haddada. La répartition du pin maritime par bouquets indique une colonisation par dispersion d'abord, puis une colonisation frontale et/ou par nucléation, dans des micro-habitats favorables à son installation. Trois hypothèses peuvent être proposées concernant son origine, précisées ci-après.

Ses graines, à l'état de dormance, faisaient partie du potentiel séminal local (édaphique), c'est-à-dire de la crypto-banque de graines. La levée de dormance succède souvent à une perturbation qui augmente subitement la lumière au niveau du sol (Rameau, 1999). L'invasion par le pin maritime résulterait alors d'un *storage effect* (effet de stockage). Mais ce qui rend cette hypothèse peu plausible est la faible longévité des graines de pin maritime, puisque, d'après Calama *et al.* (2017), la persistance des graines dans le sol chez la majorité des pins méditerranéens est très faible. Ces graines deviendraient non viables au-delà de deux ans d'après Martínez-Sánchez *et al.* (1995) et auraient donc un rôle mineur dans les processus de régénération.

Une deuxième hypothèse est que les graines constituant le potentiel séminal advectif (Rameau, 1999) ont été amenées lors et/ou après une perturbation par différents vecteurs de propagation, s'agissant du vent ou d'animaux ou, parfois, par l'effet même du feu sur les cônes sérotineux du pin maritime puisque, d'après Reyes et Casal (2001), dans la moitié des cas, les écailles des cônes s'ouvrent sous l'effet d'un choc thermique. Cette hypothèse est plus plausible sachant que le pin maritime faisait partie du stock dendrologique régional, puisque déjà présent sur le versant est du massif, situé du côté tunisien. Elle est confortée par le rôle primordial que joue la pluie de graines chez le pin maritime, seul approvisionnement de graines viables selon Guignabert (2018).

Enfin, selon une troisième hypothèse, des recrûs de pin maritime étaient déjà installés sous le chêne-liège, tolérant l'ombrage. Suite à une perturbation, leur croissance aurait repris normalement et ces individus auraient alors composé le potentiel végétatif (ou recrû végétatif) du peuplement (Rameau, 1999). La limite de cette hypothèse réside toutefois dans le tempérament héliophile du pin maritime.

Déterminants de l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

Relation entre la pente et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

La majorité des surfaces envahies par le pin maritime sont situées sur des pentes fortes (de 20 % à 60 %) à très fortes (> 60 %), en raison de conditions plus à même de favoriser l'invasion suite à une perturbation (incendie). On y observe un sol pauvre et peu profond avec des affleurements rocheux, à cause de l'érosion hydrique, elle-même accentuée en l'absence de végétation après incendie. L'humidité de la station est également tributaire de la pente en raison de son rôle dans les modalités d'infiltration et de rétention de l'eau par le sol (Chouahda, 2016). Ainsi, sur les pentes fortes où le sol est peu profond, la rétention de l'eau est faible, ce qui réduit l'humidité de la station et le bilan hydrique du sol. Enfin, l'eau des précipitations ruisselle en surface ou migre obliquement à travers les horizons supérieurs puis s'accumule au bas des pentes (Lacoste et Salanon, 1999).

Ces pentes élevées compromettent en outre la résilience de la subéraie. La hauteur, la surface terrière et le diamètre du chêne-liège diminuent en effet avec l'augmentation de la pente (Chouahda, 2016), les pieds présents sur ces pentes devenant alors plus vulnérables aux incendies et moins résilients. Le chêne-liège survit mieux au feu avec des paramètres dendrométriques élevés, comme cela est le cas pour la plupart des essences soumises aux incendies (Dubois, 1990 ; Rigolot, 2004), exception faite pour les vieux arbres à diamètre particulièrement élevé (Catry *et al.*, 2012), à cause de la diminution de leur capacité à produire des rejets (Johnson *et al.*, 2009).

Relation entre l'exposition et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

L'exposition nord est réputée plus favorable pour la croissance du chêne-liège, puisque relativement moins stressante au plan thermique et relevant de précipitations plus abondantes (Chouahda, 2016 ; Boussaidi et Mechregui, 2017). La subéraie y serait donc plus résiliente et moins susceptible d'être supplantée par le pin maritime. Cependant, notre site d'étude se trouve sur le versant ouest d'un massif orienté selon un axe nord-sud. Les expositions ouest, nord-ouest et sud-ouest totalisent plus de 80 % du site, où sont réparties 89,8 % des surfaces enrésinées. La domination ouest ne nous permet pas de conclure quoi que ce soit quant au lien entre l'invasion d'une subéraie par le pin maritime et le facteur exposition. Cela nécessiterait une comparaison avec d'autres subéraies sujettes à l'invasion par le pin maritime.

Néanmoins, on peut évoquer certaines conditions stationnelles liées à cette exposition et qui pourraient intervenir directement ou indirectement dans cette dynamique. Le nord de l'Algérie est caractérisé par la prépondérance des vents ouest et nord-ouest, qui accompagnent la plupart des perturbations météorologiques touchant cette région, ce qui rend ces versants particulièrement exposés aux effets du vent et de la pluie. En été, les vents sont variables, avec la manifestation du sirocco, vent chaud soufflant du sud (Sahara). La partie exposée à l'ouest n'est pas à l'abri des effets de ce vent qui assèche l'atmosphère et favorise, avec les températures élevées, les incendies de forêt (Raachi, 2007). Ainsi, contrairement à l'exposition nord qui présente des conditions microclimatiques meilleures pour la résilience du chêne-liège, l'exposition ouest semble au contraire l'affaiblir, rendant la subéraie plus vulnérable à une éventuelle dynamique régressive, telle celle représentée par l'invasion par le pin maritime.

Relation entre l'incendie et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

Une dynamique régressive est déclenchée par des perturbations. Selon Sousa (1984), Pickett et White (1985) et Blondel (1995), le régime régional de perturbations spontanées propre à chaque grand système forestier, caractérisé dans le cas des forêts méditerranéennes par la récurrence des incendies, définit le maillage des mosaïques forestières à divers stades de développement. Cette mosaïque des taches relate donc l'histoire des feux et leur fréquence durant une période donnée (Bekdouche, 2010). L'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime illustre parfaitement ce processus, ainsi que le paradigme *patch dynamics*.

Selon le modèle de la « composition floristique initiale » proposé par Egler (1954), ce sont les espèces présentes avant l'incendie qui réapparaissent après dans une subéraie. Mais cela dépend du délai entre incendies successifs, qui doit être suffisant pour permettre aux espèces de persister dans les communautés (Bekdouche, 2010). Lorsque la fréquence des incendies et leur intensité ne sont pas trop excessives, ils peuvent même être un facteur de diversité floristique (Amandier, 2002). Selon Quézel et Medail (2003), la majorité des formations sclérophylles de Méditerranée sont parcourues en moyenne par un incen-

die tous les 25 ans environ. Tout en étant très combustible, le chêne-liège a une aptitude remarquable à reformer une structure forestière (Jacquet et Prodon, 2007). Ses premiers rejets commencent à apparaître peu de temps après l'incendie (Arianoutsou, 1998). Son temps de retour à l'état initial, estimé par Jacquet et Prodon (2007), est court, soit 6 à 18 ans pour la végétation et 5 à 7 ans pour l'avifaune de la subéraie.

Selon Prodon (1988), en fonction du régime des incendies, le chêne-liège déploie deux stratégies. Lorsque la fréquence est inférieure à deux incendies sur 50 ans, il favorise la régénération du houppier, généralement grâce à des bourgeons épicromiques protégés par son écorce subéreuse ou liège (Amandier, 2002), tout en développant quelques rejets de souche au risque d'un éventuel dépérissement de l'arbre-mère (Prodon, 1988). Mais si la fréquence des incendies est supérieure à trois incendies sur 50 ans, la régénération du houppier est entravée, et le chêne-liège privilégie les rejets de souche (Prodon, 1988). L'incendie d'août 1994 de la subéraie de Haddada n'aurait donc pas suffi, à lui seul, pour déclencher l'envahissement par le pin maritime. La littérature mentionne deux incendies antérieurs, en 1993 et en 1983, ayant touché le bassin versant du lac Tonga, dont fait partie notre zone d'étude (Raachi, 2007). Nous n'avons pas pu vérifier cela par les images satellitaires ou par les informations recueillies auprès des services forestiers. Néanmoins, nous avons observé plusieurs pieds de chêne-liège en cépée, dans la partie basse de la subéraie, cette dernière n'ayant pas été touchée par l'incendie de 1994 (figure 6) et restant très peu enrésinée (figure 3). Ces cépées indiquent probablement des incendies antérieurs à celui de 1994, qui auraient favorisé une régénération du chêne-liège par rejets de souche, tout en déclenchant le début de l'envahissement par le pin maritime dans la partie haute de la subéraie.

L'invasion par le pin maritime pourrait aussi être la conséquence d'une synergie des facteurs du milieu manifestée lors de ces dernières décennies relevant du changement climatique, dont l'augmentation des pluies torrentielles qui favorisent l'érosion et l'appauvrissement du sol, les périodes de sécheresse, ainsi que la fréquence accrue des incendies. L'incendie de 1994 serait dans ce cas un simple accélérateur de cette synergie de processus.

Scénarios prévisionnels

Différents scénarios sont envisageables quant au devenir de la subéraie de Haddada sujette à une invasion par le pin maritime.

- L'enrésinement peut constituer une relance, par une succession secondaire, du cycle sylvigénétique, si aucune perturbation ne l'entrave. La reconquête par le chêne-liège des surfaces enrésinées serait alors possible grâce à un modèle de tolérance, la cime peu compacte du pin maritime n'entravant en rien la réinstallation du chêne-liège au tempérament héliophile.
- Un blocage du cycle sylvigénétique est en revanche envisageable si le potentiel séminal au sein de l'écosystème est absent, étant donné le problème de régénération par semis dont souffrent les subéraies du Nord-Est algérien

(Raachi, 2007). On parlera alors d'un métaclimax, avec une mosaïque de taches constituée par la présence, sur un seul massif, de successions végétales asynchrones (Blondel, 1995), où se juxtaposent affleurement rocheux à mousses et lichens, pelouse préforestière, fruticée, phase pionnière forestière à pin maritime, et phase climacique ou subclimacique à chêne-liège, toutes étant également nécessaires au fonctionnement de la forêt à l'échelle du paysage (Blondel, 1995). Selon Rameau (1999), les successions ne suivent pas forcément une progression linéaire dans le temps mais peuvent être caractérisées par des paliers successionnels et des périodes de stabilisation marquées par un fort ralentissement des processus.

▪ Si toutefois les perturbations (incendies et changements climatiques) s'accroissent, cela favorisera la dynamique régressive, où le pin maritime dominera dans un premier temps, laissant place à des stades plus pionniers, voire à l'apparition d'une végétation semi-désertique (Pausas *et al.*, 1999). D'après Bekdouche (2010), les formations forestières dominées par les résineux accusent le coup sévèrement lors d'incendies à répétition et peuvent basculer vers des séries régressives. Or, d'après l'étude de Arfa *et al.* (2019) sur les risques d'incendies dans la wilaya d'El-Tarf, notre zone d'étude présente un risque de feu de forêt élevé à très élevé.

Pour éviter ce dernier scénario, qui est plausible vu la tendance actuelle, l'intégration de la population locale dans les programmes de conservation constitue un impératif. Il s'agit de minimiser les risques d'incendies qui sont volontaires pour la plupart (Arfa *et al.*, 2019), et d'accompagner ainsi la forêt dans sa dynamique naturelle. L'envahissement par le pin maritime pourrait favoriser dans ce cas la résilience de la subéraie par le truchement d'une succession secondaire.

L'invasion par le pin maritime dans le monde

Le genre *Pinus* est cité parmi les genres botaniques utilisés en foresterie présentant des risques d'invasion majeurs, puisqu'il fait partie des essences forestières à croissance rapide qui résistent bien aux perturbations (Tassin *et al.*, 2007). De surcroît, ces essences sont souvent localisées à proximité des milieux naturels (Foxcroft *et al.*, 2006), ce qui représente parfois une cause majeure de l'affaiblissement des espèces indigènes, en tout cas dans les écosystèmes insulaires (Tassin *et al.*, 2009). Parmi les espèces du genre *Pinus*, le pin maritime (*P. pinaster*) est particulièrement préoccupant (Tassin *et al.*, 2009 ; Pyšek *et al.*, 1995). Il est classé parmi les cinq pins les plus invasifs dans le monde (Pyšek *et al.*, 1995). Nos résultats démontrent le lien entre incendie et invasion par le pin maritime (figure 6) ainsi que sa capacité à s'accommoder des conditions du milieu de plus en plus contraignantes dans ce contexte de changement climatique, ce qui confirme son grand potentiel invasif que ce soit dans son aire naturelle ou ailleurs. Bien que le rôle des perturbations en tant que facteurs prédisposants voire déclenchants des invasions soit évident, elles demeurent les grandes absentes des modèles prédictifs (Tassin *et al.*, 2007).

Conclusion

L'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime (*Pinus pinaster*) s'inscrit à la fois dans une tendance régionale, où plusieurs subéraies du Nord-Est algérien sont sujettes à cette dynamique, et dans une tendance mondiale d'érosion de la biodiversité, exacerbée par le changement climatique. Cela nous renseigne sur les modalités de cette évolution inquiétante qui favorise les quelques espèces qui s'accommodent le mieux aux contraintes actuelles, au détriment de l'ensemble de la biodiversité, ce qui confirme un peu plus la métaphore de *macdonaldisation* du vivant formulée par Lövei (1997).

L'urgence de ce contexte impose des solutions à la fois locales et globales, le perfectionnement des modèles prédictifs, la coopération des scientifiques et des gestionnaires, l'intégration des populations locales dans les programmes de protection des patrimoines forestiers. La subéraie de Haddada est d'autant plus concernée par la mise en place d'un programme de conservation rigoureux et réalisable qu'elle fait partie du Parc national d'El Kala, réserve de la biosphère depuis 1990.

L'augmentation des incendies et la dégradation des conditions du milieu risquent d'accroître l'enrésinement de la subéraie, voire l'installation d'une végétation semi-désertique par une série régressive. Une bonne conservation des subéraies envahies par le pin maritime, celle de Haddada en particulier, pourrait relancer le cycle sylvigénétique permettant la réinstallation du chêne-liège par une succession secondaire.

Remerciements

Pour leur précieuse aide et collaboration, nous remercions les services forestiers de la wilaya d'El-Tarf, plus particulièrement Ahmed Abdiouene (INRF, El Kala), de même que les services forestiers tunisiens et l'Institut national de recherches en génie rural, eaux et forêts (Ariana, Tunisie), mais aussi Azzedine M. T. Arfa et Mohamed Bendjaballah (Université des Frères Mentouri - Constantine 1).

Références

- Amandier L., 2002. La subéraie : biodiversité et paysage. In : Vivexpo 2002 : La Subéraie : biodiversité du paysage, colloque du 30 mai au 2 juin 2002. Vivexpo, Institut méditerranéen du liège, 19-24. <http://www.vivexpo.org/foire/accueil.html#colloques>
- Amoura M., 2017. Écologie et biologie de l'insecte ravageur *Platypus Cyindrus* Fab. (Coleoptera : Paltypodidae) dans le peuplement de chêne-liège du nord-est de l'Algérie. Thèse de doctorat en sciences, Université Badji Mokhtar - Annaba, Algérie, 67 p.

- Aouadi A., Khaznadar M., Aouadi H., 2010. La relance du chêne-liège dans le Plan national de reboisement en Algérie. *Forêt Méditerranéenne*, 31 (1) : 45-54. <http://www.foret-mediterranee.org/fr/catalogue/id-1554-la-relance-du-chene-liege-dans-le-plan-national-de-reboisement-en-algerie>
- Arfa A. M. T., Benderradji M. E. H., Saint-Gérand T., Alatu D., 2019. Cartographie du risque feu de forêt dans le Nord-est algérien : cas de la wilaya d'El Tarf. *Cybergeo, Environnement, Nature, Paysage*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.32304>
- Arianoutsou M., 1998. Aspect of demography in post-fire Mediterranean plant communities of Greece. *Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-Type Ecosystems*, 273-295. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-03543-6_16
- Barbero M., 1995. Évolution des espaces forestiers et de la faune sauvage en Provence Côte d'Azur. Quels modes de gestion ? *Forêt Méditerranéenne*, 16 (3) : 349-360. <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/40672>
- Barbero M., Quézel P., 1989. Structures, architectures forestières à sclérophylles et prévention des incendies. *Bulletin d'Écologie*, 20 : 7-14.
- Bekdouche F., 2010. Évolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord algérien). Thèse de doctorat, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, Algérie, 175 p. <https://dl.ummo.dz/handle/ummo/1859>
- Binggeli P., 1996. A taxonomic, bio-geographical and ecological overview of invasive woody plants. *Journal of Vegetation Science*, 7 (1): 121-124. <https://www.jstor.org/stable/3236424?seq=1>
- Blondel J., 1995. La dynamique de la forêt naturelle. *Forêt Méditerranéenne*, 16 (3) : 239-246. http://www.foret-mediterranee.org/upload/biblio/FORET_MED_1995_3_239.pdf
- Boussaidi N., Mechregui T., 2017. Effets des facteurs du milieu sur la densité du chêne-liège en Kroumirie (Nord-Ouest de la Tunisie). *Journal of New Sciences, Agriculture and Biotechnology*, 41 (5): 2223-2232. <https://www.jnsiences.org/component/content/article.html?id=321:effects-of-environment-factors-on-the-density-of-cork-oak-forest-in-kroumirie-north-west-of-tunisia>
- Calama R., Manso R., Lucas-Borja M. E., Espelta J. M., Piqué M., Bravo F., *et al.*, 2017. Natural regeneration in Iberian pines: A review of dynamic processes and proposals for management. *Forest Systems*, 26 (2): eR02S. <https://revistas.inia.es/index.php/fs/article/view/11255>
- Catry F. X., Moreira F., Pausas J. G., Fernandes P. M., Rego F., Cardillo E., *et al.*, 2012. Cork oak vulnerability to fire: the role of bark harvesting, tree characteristics and abiotic factors. *PLoS One*, 7 (6): e39810. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039810>
- Chouahda S., 2016. Résilience des écosystèmes forestiers du nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar - Annaba, Algérie, 115 p. <https://biblio.univ-annaba.dz/wp-content/uploads/2016/09/These-Chouhada-Soumaya.pdf>
- Cronk C. B., Fuller J. L., 1998. Plant invaders. The threat to natural ecosystems. *Biodiversity & Conservation*, 7: 267-269. <https://doi.org/10.1023/A:1017152906274>
- Dehane B., Bouhraoua R. T., Gonzalez Adrados J. R., Belhoucine L., 2011. Caractérisation de la qualité du liège selon l'état sanitaire des arbres par la méthode d'analyse d'image. Cas des forêts de M'Sila et de Zariéffet (Nord-Ouest Algérien). *Forêt Méditerranéenne*, 32 (1) : 39-50. <http://www.foret-mediterranee.org/fr/catalogue/id-1622-caracterisation-de-la-qualite-du-liege-selon-l-etat-sanitaire-des-arbres-par-la-methode-d-analyse-d-image-cas-des-forets-de-m-sila-et-de-zarieffet-nord-ouest-algerien>
- Dubois C., 1990. Comportement du chêne-liège après incendie. Nogent-sur-Vernisson, France, ENITEF, 97 p.
- Egler F. E., 1954. Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio*, 4: 412-417. <https://doi.org/10.1007/BF00275587>
- Emberger L., 1955. Une classification biogéographique des climats. *Recueil des Travaux des Laboratoires de Botanique, Géologie et Zoologie de la Faculté des Sciences de l'Université de Montpellier, Série Botanique*, 7, 3-43.
- Foxcroft L. C., Lotter W. D., Runy-Oro V. A., Mattay P. M. C., 2006. A review of the importance of invasive alien plants in the Ngorongoro Conservation Area and Serengeti National Park. *African Journal of Ecology*, 44: 404-406. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2006.00607.x>
- Girard M.-C., Girard C. M., 1999. Traitement des données de télédétection. Paris, France, Dunod, 529 p.
- Guignabert A., 2018. Étude des processus de régénération naturelle du pin maritime en contexte de dune forestière gérée. Influence de la sylviculture, du climat et des interactions biotiques. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux, France, 140 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-02121792>
- Jacquet K., Prodon R., 2007. Résilience comparée des peuplements de Chêne vert et de Chêne-liège après incendie. *Revue Forestière Française*, 1 : 31-44. <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/8481>
- Johnson P. S., Shifley S. R., Rogers R., 2009. The ecology and silviculture of oaks. Wallingford, UK, CABI Publishing, 580 p. <https://www.uhu.es/cideu/PreWeb/Boletin/Oaks.pdf>
- Key C. H., Benson N. C., 2006. Landscape assessment: Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. *In: Lutes D. C. (ed.). FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System*. Washington, DC, USA, USDA Forest Service. https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr164.pdf
- Lacoste A., Salanon R., 1999. Éléments de biogéographie et d'écologie. Paris, France, Éditions Nathan, 189 p.
- Letreuch-Belarouci A., Letreuch-Belarouci N., Medjahd B., Benabdeli K., 2010. Étude de la structure des peuplements de chêne-liège dans le massif Hafir-Zariéffet (Nord-ouest de l'Algérie). *In: Integrated Protection in Oak Forests*. IOBC/WPRS Bulletin, 57 : 42-48. https://www.iobc-wprs.org/members/shop_en.cfm?mod=Shop_detail_produkte=54
- Lövei G. L., 1997. Global change through invasions. *Nature*, 388: 627-628. <https://doi.org/10.1038/41665>
- Martínez-Sánchez J. J., Marín A., Herranz J. M., Ferrandis P., De las Heras J., 1995. Effects of high temperatures on germination of *Pinus halepensis* Mill. and *P. pinaster* Aiton subsp. *pinaster* seeds in southeast Spain. *Vegetatio*, 116: 69-72. <https://doi.org/10.1007/BF00045279>

Quelmouhoub S., 2005. Gestion multi-usage et conservation du patrimoine forestier : cas des subéraies du Parc national d'El Kala (Algérie). Thèse de Master of science, Institut agro-nomique méditerranéen, Montpellier, France, 127 p.

Pausas J. G., Carbo E., Caturla R. N., Gil J. M., Vallejo R., 1999. Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica*, 20 (5): 499-508. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(00\)86617-5](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(00)86617-5)

Pickett S. T. A., White P. S. (eds), 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. San Diego, CA, USA, Academic Press, 472 p. <https://www.sciencedirect.com/book/9780125545204/the-ecology-of-natural-disturbance-and-patch-dynamics>

Pyšek P., Prach K., Rejmánek M., Wade M. (eds), 1995. *Plant invasions: general aspects and special problems*. Amsterdam, The Netherlands, SPB Academic Publ., 263 p.

Prodon R., 1988. Dynamique des systèmes avifaune-végétation après déprise rurale et incendie dans les Pyrénées méditerranéennes siliceuses. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, 333 p.

Quézel P., Barbero M., Loisel R., 1990. Les reboisements en région méditerranéenne. Incidences biologiques et économiques. *Forêt Méditerranéenne*, 12 (2) : 103-114. <http://www.foret-mediterranee.org/fr/catalogue/id-456-les-reboisements-en-region-mediterraneeenne-incidences-biologiques-et-economiques>

Quézel P., Medail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Paris, France, Lavoisier, 576 p.

Raachi M. L., 2007. Étude préalable pour une gestion intégrée des ressources du bassin versant du lac Tonga au nord-est algérien. Mémoire de maîtrise en géographie, Université du Québec, Montréal, Canada, 188 p. <https://archipel.uqam.ca/736/>

Rameau J.-C., 1999. Accrus, successions végétales et modèles de dynamique linéaire forestière. *Ingénieries – EAT*, 33-48. <http://www.set-revue.fr/sites/default/files/articles-eat/pdf/1999-PUB00007716.pdf>

Rejmánek M., Richardson D. M., Higgins S. I., Pitcairn M. J., Grotkopp E., *et al.*, 2005. Ecology of invasive plants: state of the art. *In*: Mooney H. A., Mack R. N., McNeely J. A., Neville L. E., Schei P. J., Waage J. K. (eds). *Invasive alien species: a new synthesis*. Washington, DC, USA, Island Press, 104-161.

Reyes O., Casal M., 2001. Effect of high temperatures on cone opening and on the release and viability of *Pinus pinaster* and *P. radiata* seeds in NW Spain. *Annals of Forest Science*, 59: 327-334. <https://doi.org/10.1051/forest:2002028>

Rigolot E., 2004. Predicting postfire mortality of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinea* L. *Plant Ecology*, 171: 139-151. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029382.59284.71>

Sousa W. P., 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 15: 353-391.

Tassin J., Sarraïh J.-M., Rivière J.-N., 2007. Essences forestières et invasions : des systèmes de prédiction toujours plus fiables. *Bois et Forêts des Tropiques*, 292 : 71-79. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20350>

Tassin J., Bellefontaine R., Roger E., Kull C. A., 2009. Évaluation préliminaire des risques d'invasion par les essences forestières introduites à Madagascar. *Bois et Forêts des Tropiques*, 299 : 27-36. <https://doi.org/10.19182/bft2009.299.a20420>

Tso B., Mather P., 2009. *Classification methods for remotely sensed data*. 1st ed. Boca Raton, FL, USA, CRC/Taylor and Francis, 352 p.

Tucker C. J., Justice C. O., Prince S. D., 1986. Monitoring the grasslands in the Sahel 1984-1985. *International Journal of Remote Sensing*, 7: 1571-1581. <https://doi.org/10.1080/01431168608948954>

Weismiller R. A., Kristof S. J., Scholz D. K., Anuta P. E., Momin S. A., 1977. Change detection in coastal zone environments. *Photogrammetric Engineering Remote Sensing*, 43 (12): 1533-1539. https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1977journal/dec/1977_dec_1533-1539.pdf

Meliani *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	A. Meliani, M. E. H. Benderradji, K. Ben Yahia, D. Alatou
Gestion des données	A. Meliani
Analyse formelle	M. Gana
Enquête et investigation	A. Meliani, M. Gana
Méthodologie	A. Meliani, M. Gana
Gestion de projet	M. E. H. Benderradji, D. Alatou
Ressources	M. Gana
Supervision	M. E. H. Benderradji, K. Ben Yahia, D. Alatou
Validation	K. Ben Yahia, D. Alatou
Visualisation	A. Meliani, M. Gana
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	A. Meliani
Écriture – Révision et édition	A. Meliani, M. Gana, K. Ben Yahia, D. Alatou

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier
Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X

Nom : MELIANI

Prénom : Aziz

Doctorat 3^{ème} cycle

Titre : Etude de la dynamique de l'enrésinement en Algérie Nord-orientale
– Approche cartographique –

Résumé :

Plusieurs subéraies du nord-est algérien sont sujettes à un enrésinement par le pin maritime, cette dynamique forestière qui a débuté dans les années 1980 est souvent citée parmi les facteurs de dégradation des subéraies algériennes mais n'a encore jamais fait l'objet d'étude.

Notre objectif est de connaître l'ampleur de l'enrésinement par l'élaboration de cartes de végétation, de comprendre sa dynamique et ses déterminants par l'élaboration de cartes chorologiques de pente, d'exposition, de réseau hydrographique et de surfaces incendiées. Pour cela nous avons opté pour une approche géomatique complétée par des enquêtes sur terrain.

Du point de vue des successions végétales, l'enrésinement d'une subéraie par le pin maritime est une dynamique régressive, le pin maritime étant une espèce pionnière pour la subéraie. L'hypothèse d'une colonisation depuis les écotones suite à une perturbation (ex. incendie), semble être la plus plausible pour expliquer son origine, et elle concorde avec la répartition de la végétation et des mosaïques. La pente peut favoriser l'enrésinement, les subéraies étudiées étant majoritairement sur des pentes fortes et moyennes, plus sujettes à l'érosion du sol, au déficit hydrique et à l'assèchement de l'aire. Les expositions, nord-ouest, ouest et nord qui sont les plus touchées par l'enrésinement, nous renseignent que l'enrésinement peut concurrencer le Chêne-liège même sur ses expositions de prédilection. La chorologie de l'enrésinement paraît complètement indépendante du réseau hydrographique, ce qui invalide l'hypothèse selon laquelle l'enrésinement des subéraies étudiées pourrait progresser le long des zones alluviales par hydrochorie. Le rôle de l'incendie en particulier et des perturbations en général est évident comme étant le déclencheur du processus dynamique régressif (enrésinement). L'enrésinement des subéraies par le pin maritime illustre bien le paradigme « Patch dynamics ».

L'augmentation des incendies et la dégradation des conditions du milieu risquent d'accentuer l'enrésinement des subéraie voire l'installation d'une végétation semi-désertique par une série régressive. Une bonne conservation des subéraies envahies par le pin maritime, pourrait relancer le cycle sylvigénétique permettant la réinstallation du Chêne-liège par une succession secondaire.

Mots clés: *Chorologie, dynamique végétale, enrésinement, géomatique, subéraie*

Laboratoire de recherche : Développement et valorisation des ressources phytogénétiques

Directeur de thèse : Prof. BENDERRADJI Mohamed El Habib

Année universitaire : 2020/2021