

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE MOULOU MAMMERI DE TIZI OUZOU



FACULTE DES SCIENCES BIOLOGIQUES ET DES SCIENCES AGRONOMIQUES

THESE

Présentée par

BOUAHMED Abdelkader

En vue de l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES

Filière : Sciences Agronomiques

Option : Ecologie Forestière

**APPORT DES SIG, DES MODELES DE DISTRIBUTION DES ESPECES
(SDMs) ET DE LA TELEDETECTION A LA MODELISATION DE L'AIRE
POTENTIELLE DE *CEDRUS ATLANTICA* M. ET A LA CARTOGRAPHIE
DES CEDRAIES ALGERIENNES**

Devant le jury composé de :

M. RABHI Khellaf	Professeur	U.M.M.T.O.	Président
M. DERRIDJ Arezki	Professeur	U.M.M.T.O.	Directeur de Thèse
M. SCHIRONE Bartolomeo	Professeur	U. de Tuscia, Italie	Co-Directeur de Thèse
Mme. GUENAFDI-YAHI Nassima	Professeur	USTHB	Examinatrice
Mme. GHENNAM-ATTOU Fouzia	Maître de conférences A	USTHB	Examinatrice
M. HAMMOUM Hocine	Professeur	U.M.M.T.O.	Examineur

Soutenue publiquement le 02/06/2022



REMERCIEMENTS

Ce travail de thèse a été le fruit de la collaboration entre la Faculté des Sciences Biologiques et sciences Agronomiques de l'Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou et le "Department of griculture, Forests, Nature and Energy" (DAFNE) à l'Université de Tuscia (Italie) et a été financé par une bourse PNE, attribuée par le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique Algérien. Mes profonds remerciements aux personnels administratifs des deux structures ainsi que ceux de l'ambassade de l'Algérie à Rome.

J'exprime ma profonde gratitude à mon Directeur de Thèse, le Professeur DERRIDJ Arezki, pour son soutien inestimable, son aide et sa patience tout au long de ce travail. C'est à lui que je dois beaucoup de choses comme enseignant et collègue de travail. Je le remercie vivement de m'avoir accordé sa confiance et son amitié.

Je remercie également, mon Co-Directeur de thèse, le Professeur SCHIRONE Bartolomeo, pour la confiance qu'il m'a accordé et d'accepter de m'avoir accueilli au sein du DAFNE et d'être à l'écoute à mes préoccupations durant mon séjour en Italie.

Un remerciement tout particulier s'adresse à Mlle KROUCHI Fazia, Maitre de Conférence à la Faculté des Sciences Biologiques et sciences Agronomiques pour son implication, ses orientations, ses encouragements et surtout sa disponibilité et ses nombreux accompagnements sur terrain.

Je remercie Mr Khellaf RABHI, Maitre de conférences à la Faculté des Sciences Biologiques et Agronomiques de l'Université Mouloud Mammeri de Tizi-ouzou de m'avoir fait l'honneur de présider le jury.

Je tiens à exprimer aussi toute mes sincères remerciements aux membres du jury : Mr Hocine HAMMOUM, Professeur à l'UMMTO, Mme YAHY Nassima, Professeur à l'USTHB, et Mme GHENNAM-ATTOU Fouzia, Maitre de conférences à l'USTHB. Merci d'avoir accepté de faire partie du jury et de consacrer de leur temps pour examiner ce travail.

Mes vifs remerciements au :

- Dr VESSELLA Federico pour sa disponibilité et son amitié. Mes discussions avec lui ont été très enrichissantes. Je le remercie également, par ses qualités humaines et sociales, d'être surtout sensible à mes préoccupations durant mon séjour en Italie.



- Dr. Peter Thomas (Keele University, UK) pour sa contribution à ce travail. Qu'il trouve ici ma profonde reconnaissance.

Je remercie chaleureusement, les membres du Laboratoire de recherche LPAPVDS et les autres collègues de la Faculté des Sciences Biologiques et sciences Agronomiques, pour leurs soutiens et encouragements. La liste est longue, je cite : Mr METNA Boussad, Mr CHERFOUH Rabie, Mr SIFER Kamel, Mr SI-TAYEB Hachemi, Mme HEDJAM Hakima, Mr AIT SAID Samir, Mme HAMIDOUCHE-SI MOHAMMED Chafia, Mr CHENOUNE Karim et Mr LARBI Amine, Mr BENSIDHOUM Messaoud.

Mes remerciements s'adressent aussi aux doctorants, ingénieurs de Labo et chercheurs italiens et étrangers que j'ai rencontré au DAFNE et qui n'ont cessé de m'encourager pour aller de l'avant : Francesco Solano, Angelo Merlino, Javier López-Tirado, Iman Al-Hirsh, Nisreen Al-Qaddi, Raffaella Maria Ortolani, Marco Cosimo Simeone, Tatiana Marras, Avra SCHIRONE, Giulia, Manuella et "Ancolo Luigi - Gigio".

Enfin, un grand MERCI à mes amis pour leur encouragements, BENAHMED Youcef, MENACERI Samir, TOUMI Ahmed, LATEB Mustapha et autres, sans toutes les nommer, et tous ceux qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

A mes chers parents

A mes frères et sœurs

A mes neveux et mes nièces

A la mémoire de ma grand-mère Cherifa

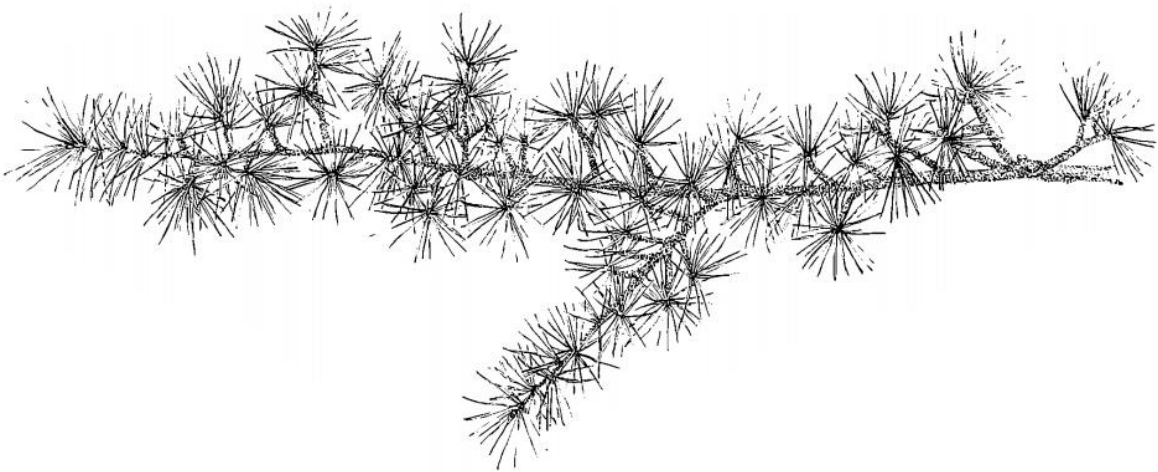




Table des matières

INTRODUCTION GENERALE	1
-----------------------------	---

Chapitre I : Aperçu sur les cédraies Nord africaines

1. APERÇU GENERAL SUR LE GENRE <i>CEDRUS</i>	4
2. LE CEDRE DE L'ATLAS	7
2.1. Systématique du cèdre de l'Atlas.....	7
2.2. Caractères botaniques et croissance du cèdre	7
2.2.1. Le port	8
2.2.2. L'écorce.....	8
2.2.3. Le tronc et sa ramification.....	8
2.2.4. Les aiguilles	8
2.2.5. La cime	9
2.2.6. Les organes reproducteurs	10
2.2.7. Le système racinaire	10
2.2.8. Le bois du cèdre	10
2.3. Cycle de reproduction du cèdre de l'Atlas	11
2.4. Ecologie du cèdre.....	12
2.4.1. Exigences altitudinales.....	12
2.4.2. Exigences bioclimatiques.....	13
2.4.3. Exigences édaphiques et lithologiques	15
2.5. Phytosociologie : Groupements forestiers et préforestiers à <i>C. atlantica</i>	16
3. LES CEDRAIES NORD AFRICAINES.....	17
3.1. Répartition géographique.....	17
3.2. Cadre phytogéographique des cédraies algériennes	18
3.3. Problèmes des cédraies nord africaines	19

Chapitre II : Recherche bibliographique sur les outils de travail

1. LES SYSTEMES D'INFORMATION GEOGRAPHIQUE.....	27
1.1. Définition	27
1.2. Synonymes	28
1.3. Les SIG et le monde réel	28
1.3.1. L'information géographique	28
1.3.2. Modèles de représentation des données dans un SIG	29



1.3.3. Les structures des données attributaires	32
1.3.4. Organisation des données dans un SIG	33
1.3.5. Les bases de données géographiques	33
1.3.6. Circulation de l'information dans un SIG	35
1.3.7 Le SIG, un outil d'aide à la décision	36
1.4. Les composants d'un SIG	37
1.4.1. Le matériel.....	38
1.4.2. Les logiciels	38
1.4.3. Les données.....	39
1.4.4. Les méthodes	39
1.4.5. Le personnel.....	39
1.5. Les fonctions d'un SIG	40
1.5.1. L'acquisition de données	40
1.5.2. L'affichage de données	40
1.5.3. La gestion de données	40
1.5.4. La recherche de données.....	40
1.5.5. L'analyse de données	41
1.6. L'interopérabilité des SIG	41
2. LA TELEDETECTION	42
2.1. Définition	42
2.2. Rayonnement et spectre électromagnétique.....	42
2.3. Principe de la télédétection	43
2.4. Détection passive et active	44
2.5. Interactions du REM avec l'atmosphère et la surface terrestre	44
2.6. Signatures spectrales des objets	45
2.7. Les satellites et capteurs de télédétection	46
2.7.1. La résolution spectrale.	46
2.7.2. La résolution spatiale	47
2.7.3. La résolution radiométrique.....	47
2.7.4. La résolution temporelle.....	47
2.8. L'image numérique de télédétection optique.....	49
2.8.1. Le Compte Numérique	50
2.8.2. La composition colorée	51
2.9. Traitement des images satellitaires	51
2.10. Extraction d'informations à partir des images satellitaires.....	52
2.10.1. Analyse quantitative des images satellitaires	53
2.10.2. Méthodes et techniques de classification des images satellitaires	53
2.10.3. Les séries chronologiques (temporelles) d'images satellitaires	54



3. LES MODELES DE DISTRIBUTION DES ESPECES	55
3.1. Définition	55
3.2. Synonymes.....	56
3.3. Importance et utilisations de la modélisation de la distribution des espèces.....	56
3.4. Niches et distributions	57
3.5. Approches de modélisation de la distribution des espèces	57
3.5.1. L'approche corrélative.....	59
3.5.2. L'approche mécaniste.....	59
3.5.3. L'approche hybride.....	59
3.6. Etapes de modélisation de la distribution des espèces	60
3.6.1. Données utilisées en SDMs.	61
3.6.1.1. Données d'occurrence	62
3.6.1.2. Données environnementales	62
3.6.2. Méthodes utilisées en SDMs.	63
3.6.3. Évaluer les performances prédictives des SDMs.....	64
3.7. Transférabilité temporelle des SDMs.....	65

Chapitre III : Modeling *Cedrus atlantica* potential distribution in North Africa across time: new putative glacial refugia and future range shifts under climate change

1. Introduction	75
2. Material and methods	78
2.1. Preparation of occurrence data	78
2.2. Environmental data sets	80
2.2.1. Current period.	80
2.2.2. Past periods	81
2.2.3. Future periods.	81
2.3. Potential distribution of <i>C. atlantica</i>	82
2.4. Future refugial areas.....	83
2.5. Evaluation of models	84
3. Results	84
3.1. Current potential distribution of <i>C. atlantica</i> (CM).....	84
3.2. Evaluation of the SMs and importance of environmental predictors.....	86
3.3. Past projections	88
3.4. Future projections.....	88
3.5. Putative future refugia	89
4. Discussion and conclusion	90
4.1. Current potential distribution of <i>C. atlantica</i>	90



4.2. Variables explaining the distribution of <i>C. atlantica</i>	92
4.3. Insights from past projections	92
4.4. Ongoing shifts and putative future refugia	94

Chapitre IV : Zones propices au reboisement et au boisement avec *Cedrus atlantica* de la région méditerranéenne algérienne

1. Introduction.....	103
2. Matériel et méthodes.....	104
2.1. La région méditerranéenne algérienne.....	104
2.2. Définition des aires propices au reboisement et au boisement	105
3. Résultats et discussion	107
3.1. La carte des aires propices au reboisement et au boisement	107
3.2. Exemples de reboisements réussis	110
4. Conclusion.....	112

Chapitre V : Landsat ETM+ imagery and NDVI differencing to detect vegetation change in the Djurdjura National Park (Northern Algeria)

1. Introduction	115
2. Materials and Methods	116
2.1. Study area.....	116
2.2. Data Pre-processing	117
2.3. Change detection.....	119
2.3.1. Producing the Δ NDVI image.....	119
2.3.2. Accuracy assessment	120
3. Results.....	121
3.1. NDVI images	121
3.2. The Δ NDVI image.....	123
3.3. Selected threshold for change detection.....	123
3.4. The change/no-change map	124
3.5. Accuracy of the change/no-change map	126
4. Discussion & conclusion	127
CONCLUSION GENERALE	137



Liste des figures

	Page
Chapitre I : Aperçu sur les cédraies Nord africaines	
Figure 1. Répartition géographique du genre <i>Cedrus</i>	5
Figure 2. Représentation de quelques caractères botaniques du cèdre de l'Atlas	9
Figure 3. Cycle de reproduction du cèdre de l'Atlas	12
Figure 4. Classes et ordres syntaxinomiques auxquelles sont rattachées les formations forestières et préforestières à <i>Cedrus atlantica</i>	16
Figure 5. Distribution géographique en longitude et latitude du cèdre de l'Atlas en Afrique du Nord	17
Figure 6. Localisation des cédraies algériennes sur la carte phytogéographique établie par Quézel & Santa	18
Figure 7. Représentation de quelques perturbations des cédraies du Djurdjura	20
Figure 8. Dépérissement du cèdre de l'Atlas dans quelques cédraies algériennes	21
Chapitre II : Recherche bibliographique sur les outils de travail	
Figure 1. Interrelation entre les disciplines SIG	28
Figure 2. La matrice de données géographiques de base	29
Figure 3. Niveaux d'abstraction des données	30
Figure 4. Représentation vectorielle des données géographiques	30
Figure 5. Représentation raster des données géographiques	31
Figure 6. Organisation des données en couches dans un SIG	33
Figure 7. Evolution des SIG et tendances futures	35
Figure 8. Circulation de l'information dans un SIG	35
Figure 9. Les SIG en fonction du niveau de décision	37
Figure 10. Différents types de logiciels SIG	38
Figure 11. Les deux composantes oscillantes du REM	42
Figure 12. Spectre électromagnétique et classes de rayonnement	43
Figure 13. Les sept étapes clés de la télédétection	43
Figure 14. Télédétection passive et active	44
Figure 15. Interactions du rayonnement avec l'atmosphère et la surface de la Terre	45
Figure 16. Courbes de signatures spectrales typiques de la végétation, du sol et de l'eau	46
Figure 17. Classification des capteurs utilisés en télédétection spatiale	47
Figure 18. Catégories de capteurs en fonction des longueurs d'ondes	48
Figure 19. Caractéristiques techniques d'une image numérique	50
Figure 20. Compositions colorées les plus utilisés de Landsat TM & ETM+	51
Figure 21. Hiérarchie des méthodes de classification des images satellitaires	54
Figure 22. Illustration de la relation entre la répartition hypothétique d'une espèce dans l'espace géographique et l'espace environnemental.	58
Figure 23. Les trois principales phases de modélisation de la distribution des espèces	61
Figure 24. Les principales étapes nécessaires à la construction et à la validation des SDMs	61
Figure 25. Représentation de l'ensemble de scénarios d'émissions de CO ₂ jusqu'à 2100	66
Chapitre III : Modeling <i>Cedrus atlantica</i> potential distribution in North Africa across time: new putative glacial refugia and future range shifts under climate change	
Figure 1. Current geographical distribution map of <i>C. atlantica</i>	79
Figure 2. Predicted geographic potential distributions of <i>C. atlantica</i> for all	85



	investigated periods of time	
Figure 3.	Correlations between quantitative input variables at the 0.05 level of significance	86
Figure 4.	Area Under the Curve (AUC) values of the single models (SMs) used in this study	86
Figure 5.	Future putative refugia of <i>C. atlantica</i> in North Africa under two proposed Representative Concentration Pathways	89

Chapitre IV : Zones propices au reboisement et au boisement avec *Cedrus atlantica* de la région méditerranéenne algérienne

Figure 1.	Les limites de la région méditerranéenne algérienne	105
Figure 2.	Les aires extraites de la carte issue du modèle consensus selon un seuil de 50%	107
Figure 3.	Les aires propices au reboisement et au boisement avec du cèdre au sein de la RMA	102
Figure 4.	Les aires propices au reboisement et au boisement avec du cèdre en fonction du découpage administratif	109
Figure 5.	Superficies (en %) des APRB par wilayas	110
Figure 6.	Vues générales de quelques reboisements de cèdre réussis	111

Chapitre V : Landsat ETM+ imagery and NDVI differencing to detect vegetation change in the Djurdjura National Park (Northern Algeria)

Figure 1.	Geographic location of the DNP	116
Figure 2.	True color combination of the two composite images	118
Figure 3.	Band combinations for clipped images	119
Figure 4.	Flow of the change detection procedure	121
Figure 5.	NDVI images for 2000 and 2019	122
Figure 6.	The Δ NDVI resulted image	123
Figure 7.	Change/no-change map in DNP between 2000 and 2019 produced using Landsat ETM+ data and NDVI differencing method	125
Figure 8.	Positive-negative changes exported to Google Earth Pro	126
Figure 9.	Healthy vegetation of the DNP in 2019 with a threshold of 0.5 on the NDVI image	126
Figure 10.	Reforestation with <i>Cedrus atlantica</i> at Tirourda region	128
Figure 11.	Examples on positive changes at Tala-Guilef cedar forest	129
Figure 12.	Some validated points with negative change	131
Figure 13.	Landslide at Azrou N'thor region in 2012	130



Liste des tableaux

	Page
Chapitre I : Aperçu sur les cédraies Nord africaines	
Tableau 1 Répartition par pays des quatre espèces de cèdre	4
Tableau 2 Phénologie de la reproduction du cèdre de l'Atlas	11
Tableau 3 Caractéristiques ombrothermiques des cédraies marocaines	14
Tableau 4 Caractéristiques ombrothermiques des cédraies algériennes	14
Tableau 5 Substrats occupés par les cédraies Nord africaines	15
 Chapitre II : Recherche bibliographique sur les outils de travail	
Tableau 1 Simple comparaison des deux modes	31
Tableau 2 Quelques formats d'échange de fichiers utilisés pour les données SIG	32
Tableau 3 Quelques logiciels SIG	39
Tableau 4 Quelques satellites de télédétection	46
Tableau 5 Capteurs de la série Landsat et leurs caractéristiques	49
Tableau 6 Principaux modes de traitement d'images satellitaires	52
Tableau 7 Avantages et inconvénients des approches corrélative et mécaniste	60
Tableau 8 Quelques sources de données utilisées en SDMs	63
Tableau 9 Quelques logiciels utilisés pour les SDMs	64
Tableau Les scénarios utilisés par le GIEC	65
10	
Chapitre III : Modeling <i>Cedrus atlantica</i> potential distribution in North Africa across time: new putative glacial refugia and future range shifts under climate change	
Tableau 1 Description of environmental variables used to model current potential distribution of <i>C. atlantica</i>	80
Tableau 2 Parameter settings of the algorithms used to build Single Models	82
Tableau 3 Potential geographical areas of <i>C. atlantica</i> calculated using different threshold values within the Consensus Model	85
Tableau 4 Results of a Jackknife test generated by MaxEnt algorithm	87
 Chapitre IV : Zones propices au reboisement et au boisement avec <i>Cedrus atlantica</i> de la région méditerranéenne algérienne	
Tableau 1 Description des paramètres de restriction utilisés	106
Tableau 2 Description de quelques reboisements réussis	112
 Chapitre V : Landsat ETM+ imagery and NDVI differencing to detect vegetation change in the Djurdjura National Park (Northern Algeria)	
Tableau 1 Number of GCPs and subsequent RMSE of the used images	118
Tableau 2 Summary statistics of the NDVI images	122
Tableau 3 Summary statistics of the Δ NDVI image	123
Tableau 4 Evaluated areas of change/no-change map classes	124
Tableau 5 Accuracy assessment for the change/no-change map produced using the NDVI differencing method	127

INTRODUCTION GENERALE

De tous les conifères de la Méditerranée, le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) semble avoir gagné une place d'honneur ([Abdessemed 1981](#)). Il est endémique des montagnes d'Afrique du Nord et de par sa rusticité et ses qualités forestières et ornementales remarquables, il constitue l'essence noble des forêts marocaines et algériennes ([Derridj 1990](#); [Benabid 1994](#)). En Algérie comme au Maroc, le cèdre de l'Atlas forme des peuplements pures ou mixtes évoluant dans des conditions écologiques variées.

Durant les deux derniers millénaires, les cédraies n'étaient pas épargnées du déboisement qu'a connu la région nord africaine, vu la succession de plusieurs colonisations ([Buffault 1941](#); [Bensaid et al. 2006](#)). Elles servaient essentiellement pour la construction navale ainsi que pour la fabrication des temples et édifices ([M'Hirit et Benzyane 2006](#)). A l'époque contemporaine, particulièrement pendant la colonisation française, l'exploitation abusive de la forêt de cèdre en Algérie a conduit à la disparition de cédraies entières ou à des états très avancés de dégradation, caractérisés par de vieilles futaies où la régénération est presque inexistante ([Boudy 1955](#)).

Depuis l'indépendance de l'Algérie, *Cedrus atlantica* n'a pas reçu une bonne considération dans les programmes de reboisement vu la marginalité des superficies reboisées ([Derridj 1990](#); [Rabhi 2015](#)). En l'occurrence, ces programmes ont reçu beaucoup de critiques quant au choix des essences et des provenances de graines ([Bensaid et al. 1998](#)).

Les cédraies naturelles souffrent actuellement de beaucoup de problèmes d'origines naturelles et anthropiques. L'insuffisance de travaux sylvicoles appropriés, de politiques de conservation et de gestion durable s'inscrivant dans le cadre des changements globaux, a favorisée la dégradation des cédraies ([Benabid 2000](#); [Messaoudène et al. 2013](#)) et l'état actuel de ces dernières ne leur permet pas de remplir leurs fonctions écologiques et socio-économiques. Toutefois, ces forêts deviennent de plus en plus fragmentaires et une réévaluation de leur superficie actuelle est très importante. Elles sont passées de 37910 ha ([Combe 1889](#)) à seulement 16000 ha ([DGF 2007](#)) dans 120 ans soit une réduction de 58%. Avec ce rythme de dégradation, le cèdre finira par disparaître dont l'existence passée de certaines cédraies est attestée par la toponymie : Ras-Begoun, Kef-Iguedelene, Teniet-Begnoun, etc. ([Abdessemed 1981](#); [Derridj 1990](#)).

Dans des conditions naturelles, "une espèce doit avoir, en toute circonstance, un pouvoir de concurrence supérieur à celui des autres compétiteurs, pour étendre son aire

ou pour la maintenir" ([Emberger 1938](#)). Cependant, dans les conditions actuelles et futures (si l'un des scénarios de changements climatiques se réalisera), il sera difficile pour le cèdre de garder ce pouvoir. Toutefois, avec les changements climatiques actuels, un changement de croissance du cèdre a été détecté ([Navarro-Cerrillo et al. 2019](#)) et des observations d'immigration récente de l'espèce vers les hautes altitudes nord africaines ont été enregistrées ([Rhanem 2011](#); [Cheddadi et al. 2017](#)).

Le recours à des alternatives est devenu plus que nécessaire pour la conservation du cèdre et étendre ses superficies, entre autre des actions de reboisement, de boisement, d'adaptation aux changements climatiques et de restauration forestière.

L'appui de l'outil informatique pour renforcer de telles actions est devenu commun ces dernières années. L'informatique a rendu l'information géographique "numérique", en lui offrant de nouvelles possibilités de traitement et de diffusion ([Buosi et Weissberg 1994](#)), et a conduit à l'apparition d'un domaine méthodologique "la géomatique", dont l'objet est de collecter, de traiter et de diffuser l'information géographique numérique ([Joly 1990](#); [Laurini 1990](#)). Au cours des dernières décennies, les outils de géomatique sont devenus les plus pertinents pour la modélisation, le suivi et la gestion environnementales ainsi que pour améliorer la capacité de prise de décisions ([Gomasasca 2010](#); [Mangiameli et al. 2019](#)).

Compte-tenu de l'étendue géographique actuelle de l'aire du cèdre ainsi que son morcèlement, et en utilisant des outils de géomatique, nous nous sommes intéressés dans cette thèse à :

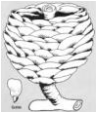
(i) Modéliser la distribution potentielle du cèdre et explorer l'évolution spatio-temporelle de son aire potentielle à l'échelle nord africaine en vérifiant l'hypothèse selon laquelle l'aire du cèdre était plus étendue et moins morcelée qu'actuellement ([Emberger 1938](#)). Cela permettra de détecter d'éventuelles refuges passées du cèdre, d'estimer son aire potentielle actuelle, ainsi que de prévoir les futures zones refuge potentielles selon des scénarios de changements climatiques. Cet aspect a été abordé par une approche corrélative dans le cadre de la modélisation de la distribution des espèces ([Peterson et al. 2016](#)). Cette approche est basée sur le concept de "la niche écologique" des espèces formalisé par [Hutchinson \(1957\)](#) et utilise des données d'occurrence des espèces et des variables environnementales pour une zone donnée afin de produire des cartes de probabilités d'occurrence ou d'adéquation environnementale relative à ces espèces ([Franklin 2010](#)) ;

(ii) Estimer les aires propices au reboisement et au boisement avec du cèdre (afin d'étendre ses superficies) en région méditerranéenne algérienne en générale et au sein

de chaque wilaya concernée. Cette partie du travail a été assurée par les SIG en appliquant des paramètres de restriction ou "données auxiliaires" *sensu* [Peterson et al. \(2011\)](#) sur l'aire potentielle actuelle prédite ;

(iii) Mettre en évidence les changements qu'a subit le tapis végétal en générale et la forêt de cèdre en particulier entre 2000 et 2019 au sein du Parc National du Djurdjura (dans le cadre du suivi spatio-temporelle de la cédraie algérienne) moyennant les SIG et la télédétection. En télédétection, diverses techniques de détection des changements ont été développées ([Lu et al. 2004](#)) ainsi qu'une variété d'indices pour étudier les caractéristiques du couvert végétal ([Bannari et al. 1995](#)). L'indice de végétation le plus utilisé est le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) ([Xue et Su 2017](#)). Pour cette partie du travail, deux images satellitaires du nouveau produit Landsat (Collection 2 Level-2 Science Products) ont été utilisées et la méthode du "différenciation du NDVI" (NDVI differencing) a été appliquée.

Pour couvrir ces aspects, cette thèse est structurée en cinq chapitres. Dans le **premier chapitre**, nous survolons les cédraies nord africaines ayant été décrites dans divers travaux ([Derridj 1990](#); [Yahi 2007](#)), en présentant le genre *Cedrus*, puis les caractéristiques du cèdre et son écologie et enfin la répartition géographique ainsi que les principaux problèmes de la cédraie en Afrique du nord. Le **second chapitre** comprend une présentation des outils de géomatique utilisés pour couvrir les différents aspects sus-cités. Il s'agit des systèmes d'information géographique (SIG), de la télédétection ainsi que de la modélisation de la distribution des espèces. Le **chapitre III** traitera la modélisation de la distribution potentielle du cèdre de l'Atlas en Afrique du nord, en explorant l'évolution de son aire potentielle en deux périodes passées (Holocène moyen et le dernier maximum glaciaire) et deux périodes futures (2050 et 2070). Le **chapitre IV** est consacré aux zones propices au reboisement et au boisement avec du cèdre en région méditerranéenne algérienne et dans le **cinquième chapitre**, sera mis en évidence les changements positifs et négatifs du tapis végétal en générale et ceux concernant la cédraie en particulier au sein du Parc National du Djurdjura, ainsi que les aires restant sans changement et ce entre 2000 et 2019.



Chapitre I

Aperçu sur les cédraies Nord africaines



1. APERÇU GENERAL SUR LE GENRE *CEDRUS*

Le genre *Cedrus* est l'un des plus anciens de la famille des Pinacées ([Lu et al. 2014](#)). Il a fait son apparition au Crétacé inférieur en Europe (il y a 120 millions d'années) et durant le tertiaire ancien, il était probablement plus répandu qu'aujourd'hui ([M'Hirit et Benzyane 2006](#)). Il existait en Europe centrale à l'Eocène, à l'Oligocène et au Miocène ([Ferguson 1967](#)) et dans le sud de l'Europe au Miocène, au Pliocène ([Ferguson 1967](#); [Legrand 2003](#)) et au Pléistocène ([Suc 1973](#)). Il a été signalé dans la vallée de l'Indus, au Cachemire au Pliocène ([Pons 1998](#)). Il occupait en Afrique une aire beaucoup plus vaste que celle d'aujourd'hui ([Pons et Quézel 1958](#); [Ben Tiba et Reille 1982](#)). Du pollen ressemblant à celui des *Cedrus* a été trouvé dans le Jurassique et le Crétacé de l'Oural et d'autres parties de la Russie et au Paléogène en Asie, et même en Amérique ([Pons 1998 and references therein](#)).

Cedrus se distingue des autres genres de Pinacées par la présence de deux sortes de rameaux, les uns courts (mésoblastes), portant des aiguilles persistantes rassemblées en rosettes, portés par d'autres rameaux, de longueur normale (auxiblastes) garnis d'aiguilles disposées en spirales ([Derridj 1990](#); [Toth 2005](#)). Il a fait preuve au cours des temps d'une adaptabilité et d'une diversité spécifique (les ancêtres des espèces actuelles) reflétant un bon dynamisme ([Pons, 1964 in Fabre 1976](#); [Pons 1998](#)), mais il n'est plus représenté actuellement que par quatre espèces communément admises de l'étage montagnard des régions méditerranéennes et himalayennes ([Pijut 2008](#)). La région méditerranéenne compte trois espèces, il s'agit de *C. atlantica* (cèdre de l'Atlas), *C. libani* (cèdre du Liban) et *C. brevifolia* (cèdre de Chypre). *C. deodara* (cèdre de l'Himalaya) étant le seul représentant des montagnes himalayennes (figure 1).

Le tableau 1 donne une information complémentaire à la figure 1 sur la répartition par pays des quatre espèces de cèdre communément admises.

Tableau 1. Répartition par pays des quatre espèces de cèdre

Espèce	Pays/Ile
Le cèdre de l'Atlas : <i>Cedrus atlantica</i> Manetti	Algérie, Maroc
Le cèdre du Liban : <i>Cedrus libani</i> A. Rich	Liban, Syrie, Turquie
Le cèdre de Chypre : <i>Cedrus brevifolia</i> Henry	L'île de Chypre
Le cèdre de l'Himalaya : <i>Cedrus deodara</i> Roxb.	L'Inde, L'Afghanistan

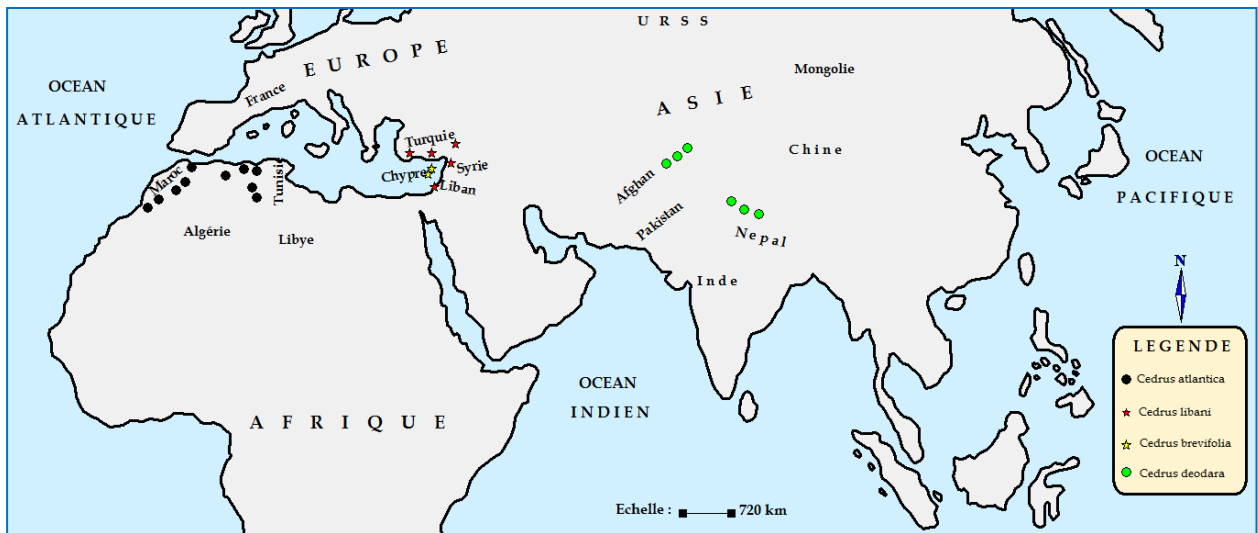


Figure 1. Répartition géographique du genre *Cedrus* (Source : Derridj 1990, modifié)

Bien que le genre *Cedrus* est connu depuis longtemps, il a constitué et constitue encore pour les taxinomistes un casse tête quasi-insoluble, tant pour discriminer les entités taxinomiques s'intégrant en son sein, que pour définir leur dénomination botanique exacte (Quézel 1998). *Cedrus* est communément considéré comme comprenant quatre espèces. Selon la Flora Europaea, il est divisé en trois espèces (Tutin et al. 1964). Les auteurs ayant étudiés la variabilité au sein du genre *Cedrus*, en se basant sur un ou plusieurs critères, ont proposé diverses classifications et dénominations de ses espèces (Arbez et al. 1978; Panetsos et al. 1992; Scaltsoyiannes 1999; Fallour et al. 2001; Fady et al. 2003; Renau-Morata et al. 2005; Chaib et al. 2006; Aidrous-Larbi 2007; Bou Dagher-Kharrat et al. 2007; Jasińska et al. 2013). Nous pensons comme Quézel et Médail (2003), que la valeur taxinomique des divers représentants du genre *Cedrus* reste encore une question ouverte et que seule la poursuite d'études comparatives, s'intéressant aux populations naturelles et basés sur des critères génétiques et phylogéographiques, qui permettent d'arriver à une solution taxinomique et phylogénétique satisfaisante.

L'exploitation humaine des cédraies débute il y a près de 10000 ans au proche orient, à la Grèce vers 6000 ans avant J.-C. et dans la méditerranée occidentale vers 5500 à 4500 ans avant J.-C (M'Hirit et Benzyane 2006). Les qualités du cèdre expliquent que ce dernier ait été privilégié de l'antiquité à nos jours surtout pour les constructions navales et urbaines :

- Son bois jugé imputrescible et présentant un pouvoir d'éloigner les insectes, a été utilisé pour les belles constructions d'un bout à l'autre de la méditerranée, des palais

mésopotamiens à l'Odéon d'Athènes et aux boutiques des médinas ou aux maisons de la montagne au Maroc. Il a été utilisé le plus pour les édifices religieux : les temples assyriens du 1^{er} millénaire avant notre ère, les sanctuaires grecs, le Saint-Sépulcre au IX^e siècle et les mosquées marocaines.

- Ses branches et feuilles mais surtout ses exsudats (que les Assyriens et les Babyloniens appelaient du nom pittoresque de “sang” du Cèdre) furent universellement employés dans les brûle-parfum ([Arnaud 1997](#)).

- Des flacons de l'huile de cèdre sont découverts dans les pyramides et tombes anciennes attestant son utilisation dans les cérémonies religieuses pour se purifier l'haleine ([M'Hirit et Benzyane 2006](#)). La pharmacopée antique l'employait en fumigations pour la toux, en potion pour soigner les maux d'estomac et comme onguent pour les maladies de la peau.

- En Mésopotamie, on en mâchait sa gomme, peut-être une sorte de mastic. Chez les Berbères du Maroc, son goudron distillé artisanalement sert de la même façon à soigner les dermatoses et les douleurs stomacales et intestinales, les maladies de la bile et du foie ([Arnaud 1997](#)).

2. LE CEDRE DE L'ATLAS

2.1. Systématique du cèdre de l'Atlas

Le cèdre de l'Atlas répond à la systématique suivante :

Règne :	Plantae ;
Embranchement :	Spermaphytes ;
Sous-embranchement :	Gymnospermes ;
Classe :	Coniferospida ;
Ordre :	Coniferales ;
Famille :	Pinacées ;
Sous-famille :	Abiétacées ;
Genre :	<i>Cedrus</i> ;
Espèce :	<i>C. atlantica</i> .

Selon la classification phylogénétique APG III, le cèdre de l'Atlas a la systématique suivante ([The Angiosperm Phylogeny Group 2009](#)) :

Clade :	Spermatophyta ;
Clade :	Pinophytina ;
Clade :	Coniferopsida ;
Ordre :	Pinales ;
Famille :	Pinaceae ;
Genre :	<i>Cedrus</i> ;
Espèce :	<i>C. atlantica</i> .

Nom complet du taxon : *Cedrus atlantica* (Endl.) Manetti ex Carrière ([Thomas 2013](#)).

Noms vernaculaires

Nom Anglais : Atlas cedar ;
Nom Arabe : El-Meddad, El-Arz ;
Nom Berbère : Biguenoun, Inguel, Idkil.

Statut de conservation : Liste rouge mondiale de l'UICN "A2cd" ([Thomas 2013](#)).

N.B. Dans la suite du manuscrit, quand nous citons "cèdre" sans préciser l'espèce, il s'agira du cèdre de l'Atlas.

2.2. Caractères botaniques et croissance du cèdre

Le cèdre de l'Atlas est une espèce très longévive dont la limite n'a pas encore été précisée. Grâce à sa longévité remarquable, le cèdre atteint de très fortes dimensions ([Huré 1943](#)). Il dépasse souvent 50 m pour atteindre 60 m dans les peuplements soit anciens en sol profond, soit serrés ([Boudy 1952](#)). Aux environs d'Azrou au Maroc, [Huré \(1943\)](#) signalait que des arbres dépassant 8 m de circonférence à hauteur d'homme peuvent être trouvés. En Algérie comme au Maroc des arbres millénaires existent encore présentant des circonférences de 5.5 à 8.8 m ([Touchan et al. 2010](#); [Messaoudène et al. 2013](#)). Les individus

dépassant les 3 m de circonférence sont aussi nombreux au Aurès, au Hodna et au Djurdjura ([Slimani 2014](#)).

2.2.1. Le port

Le port du cèdre est droit et pyramidal au stade juvénile (figure 2.a) et présente des ramifications de premier ordre souvent redressés. Il prend une forme tabulaire en vieillissant ([Emberger 1938](#); [Maire 1952](#); [Gaussen 1967](#))

2.2.2. L'écorce

L'écorce est lisse, de couleur grise (figure 2.b) bientôt remplacée par un rhytidome brun noir, épais, fissuré et écailleux ([Maire 1952](#)). De profonds sillons parcourent le tronc (figure 2.c) et conduisent l'eau des précipitations aux racines ([M'Hirit et Benzyane 2006](#)).

2.2.3. Le tronc et sa ramification

L'unité architecturale du cèdre est composée de cinq catégories d'axes ; tronc, branche, rameau long, ramille et rameau court. Le tronc et les branches constituent la charpente de l'arbre (figure 2.d), tandis que les rameaux longs, les ramilles et les rameaux courts, ont d'avantage un rôle d'exploiter le milieu ([Sabatier et Barthelemy 1994](#)). Selon les conditions écologiques, le tronc du cèdre présente des formes et des dimensions très variables ([Boudy 1952](#)). Il est monopodial orthotrope (présentant une symétrie axiale) à croissance et ramification rythmique. Il porte des étages de branches (disposées en verticilles dont leur dénombrement permet de connaître l'âge de l'arbre) ramifiées en rameaux longs qui portent eux-mêmes des ramilles et des rameaux courts ([Sabatier et Barthelemy 1994](#)). Les rameaux de cèdre (figure 2.g) sont donc de deux sortes : sur les rameaux d'élongation normale et garnis de feuilles disposées en spirales se développent des rameaux analogues et des rameaux courts à feuilles disposées en rosette ([Huré 1943](#)). Le fût se termine par une flèche (figure 2.e), constituant la pousse terminale si grêle, si fine et si souple qu'elle se recourbe et cède à la moindre brise ([M'Hirit et Benzyane 2006](#)).

2.2.4. Les aiguilles

Le cèdre de l'Atlas présente un type de feuillage sombre et un type argenté ([Gaussen 1952](#)). Les aiguilles ont de 1 à 2 cm de long. Elles sont groupées au sommet de courts rameaux, en petits bouquets (figure 2.h) ([Boudy 1952](#)). Les aiguilles de cèdre sont persistantes, et leur durée de vie est de 3 ans. Donc, chaque trois années, 1/3 des aiguilles tombent et sont renouvelées ([Toth 2005](#)).

2.2.5. La cime

La cime est trapue quand l'arbre est isolé, et prend une forme tabulaire à un âge avancé (figure 2.f). Les arbres ayant crû en massif serré, acquièrent au contraire, une forme élancée ([Boudy 1952](#)).

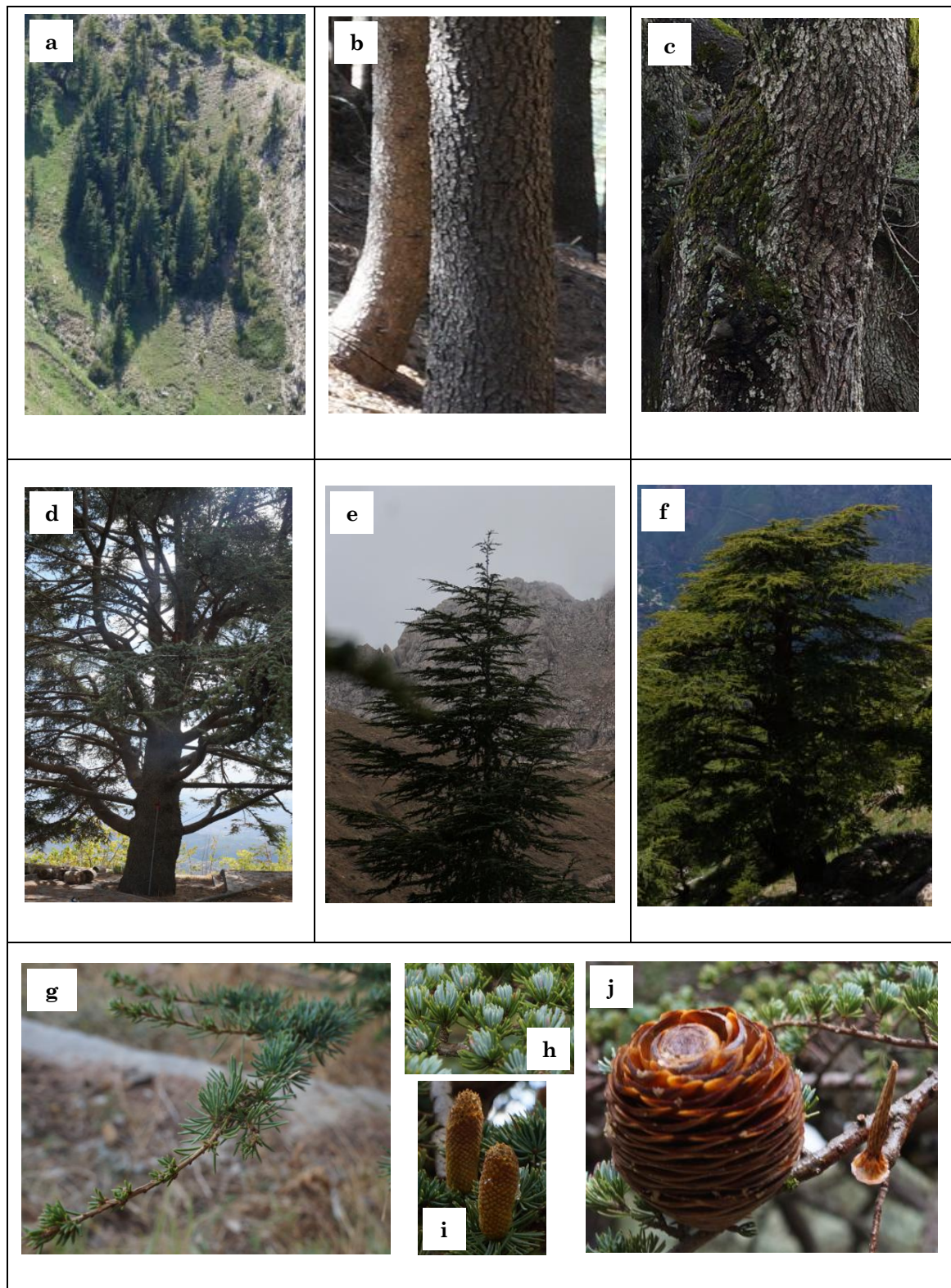


Figure 2. Représentation de quelques caractères botaniques du cèdre de l'Atlas (Photos Bouahmed) : **a.** Port ; **b-c.** Ecorce ; **d.** Tronc et branches ; **e-f.** Cime ; **g.** Rameau ; **h.** Aiguilles ; **i.** Chatons ; **j.** Cône en voie de désarticulation

2.2.6. Les organes reproducteurs

Le cèdre est une espèce monoïque. Les organes mâles sont des chatons et les organes femelles sont des inflorescences qui se développent progressivement en cônelets puis en cônes. Des observations sur terrain faites par [Krouchi \(2010\)](#) indiquent une dioecie fonctionnelle chez les arbres dont certains tendent à être plutôt femelles et d'autres plutôt mâles.

Les chatons sont ovoïdes (figure 2.i) et portent un pollen abondant, de 2-3 cm de longueur et larges de 1 à 1,5 cm ([Emberger 1938](#); [Huré 1943](#)). En moyenne, le grain de pollen présente un corps long de 58,28 μm en vue distale et de 57,24 μm en vue de profil, large de 47,11 μm en vue de profil et haut de 49,94 μm en vue distale. Il présente également des ballonnets longs de 50,84 μm en vue distale, larges de 42,24 μm en vue de profil et hauts de 27,06 et 28,46 μm en vues de profil et distale respectivement ([Derridj 1990](#)). Les fleurs femelles sont groupées en minuscules "pommes de pins" à écailles écartées ([Emberger 1938](#)).

Le cône de cèdre (figure 2.j), de la grosseur d'un œuf, a 5 à 6 cm de long ([Boudy 1952](#)). Les cônes de cèdre sont solitaires, portés par un rameau court, ellipsoïdaux avec le sommet tronqué ou oblique, leurs squames sont très serrées formant une surface lisse ([Maire 1952](#)).

La graine de cèdre se classe parmi les graines résineuses tendres, de par la souplesse et la perméabilité de son enveloppe extérieure. Elle est assez grosse, allongée, pointue, mate, à l'aile très développée ([Toth 2005](#)). Selon le même auteur, la graine est sub-triangulaire, cunéiforme à la base, de 8 à 12 millimètres de long, la partie libre de l'aile étant plus longue que la graine elle-même. Les graines du cèdre ne se conservent pas longtemps ([Boudy 1952](#)).

2.2.7. Le système racinaire

Le système racinaire du cèdre est extrêmement puissant, semblable à une gigantesque griffe qui étreint le sol pour en extraire les éléments minéraux et l'eau ([M'Hirit et Benzyane 2006](#)). L'enracinement du cèdre est rarement pivotant et assure la stabilité de l'arbre, sauf quand il trouve un sol très favorable ; si le sol est mince sur un banc rocheux impénétrable aux racines, celles-ci sont superficielles aux dépend de la stabilité de l'arbre ([Huré 1943](#)).

2.2.8. Le bois du cèdre

Les auteurs qui se sont intéressés à l'étude de la qualité du bois de cèdre, ont montré qu'il mérite une attention toute particulière car il peut concurrencer tous les résineux des

régions tempérées ayant bénéficiés d'une recherche assez large sur la qualité de leur bois ([El Azzouzi et Keller 1998](#)).

Le bois du cèdre est blanc à l'état d'aubier, mais le cœur est brun et incorruptible, grâce à la térébenthine qu'il contient et qui lui donne son odeur aromatique ([Lapie et Maige 1914](#)). Cette odeur est quasiment absente de l'aubier et au fur et à mesure qu'on s'approche du cœur elle devient plus forte ([El Azzouzi et Keller 1998](#)). Le bois est homogène, fin, à accroissements très réguliers, ne possédant pas de canaux résinifères, mais des groupes de cellules résinifères, à zone d'été bien marquée et bien colorée. Le bois parfait est brun, bistré ou bien tirant sur le jaune safran; l'aubier est assez épais, tantôt blanc, tantôt plus ou moins rosé ([Campredon 1934](#)).

Le cèdre est qualifié de bois à retrait moyen, peu nerveux et lourd. Il se caractérise par des propriétés physiques globalement élevées, ces propriétés peuvent être influencées par les effets « station » et « arbre » ([Messaoudène et al. 2004](#)). Selon les mêmes auteurs, les faibles valeurs de l'anisotropie (rapport du retrait tangentiel sur le retrait radial) qui, demeure un indicateur d'une stabilité dimensionnelle des pièces de bois, témoigne de l'excellente qualité du bois de cèdre même au stade juvénile. Le duramen est classé de « durable » à « très durable », l'aubier au contraire est « non durable » ([Brunetti et al. 2001](#)).

2.3. Cycle de reproduction du cèdre de l'Atlas

Le cycle de reproduction du cèdre de l'Atlas qui dure deux ans a été bien décrit par [Toth \(1978\)](#) in [Krouchi \(2010\)](#) et par [Derridj \(1990\)](#). Nous résumons la phénologie de la reproduction du cèdre dans le tableau 2 :

Tableau 2. Phénologie de la reproduction du cèdre de l'Atlas

Période	Stade
Fin juin de l'année (N)	Apparition des chatons mâles
Fin Août de l'année (N)	Apparition des inflorescences femelles
Mi-septembre de la même année (N)	Pollinisation
Dormance hivernale	
Fin Mai de l'année (N+1)	Fécondation
Fin Septembre de l'année (N+1)	Le cônelet acquiert sa maturité morphologique
Durant la deuxième année (N+2)	La maturité physiologique du cônelet
Automne de l'année (N+2)	- Désarticulation des cônes (favorisée par les pluies) et dispersion des graines
Hiver de l'année (N+2)	Séjournement au sol (stratification au froid humide)
Printemps de l'année (N+2)	Germination des graines

La figure 3 illustre schématiquement ce cycle partant de l'apparition des chatons mâles et des inflorescences femelles jusqu'à la germination des graines.

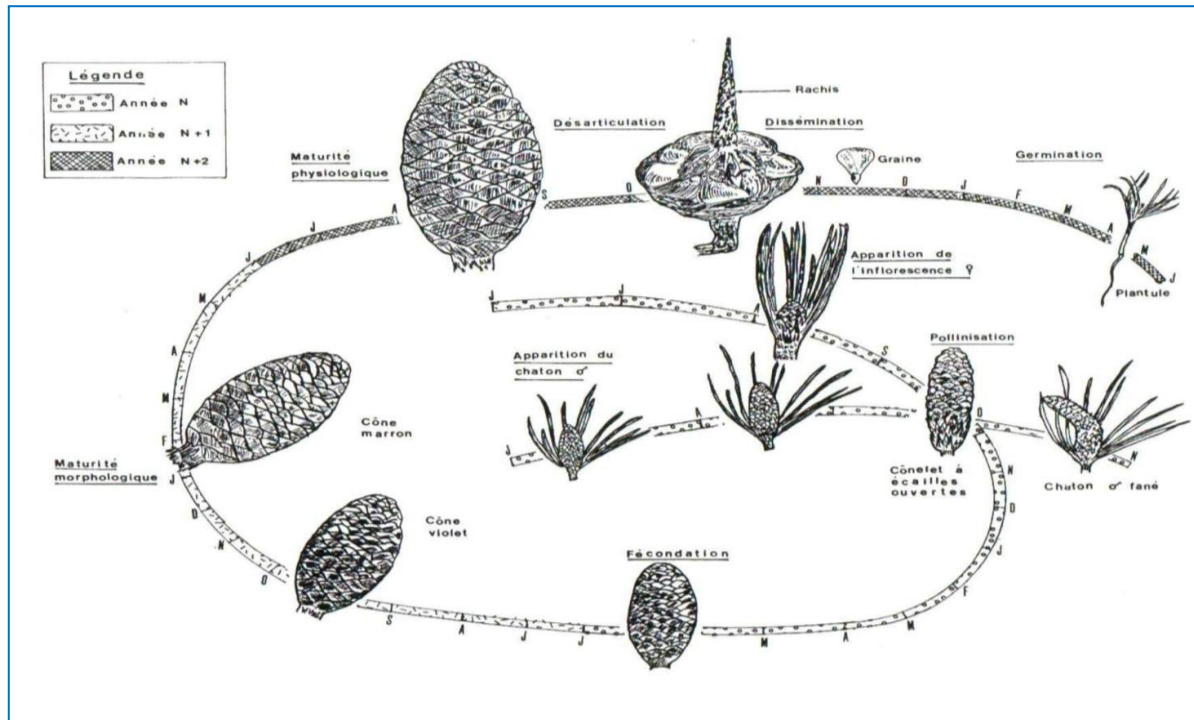


Figure 3. Cycle de reproduction du cèdre de l'Atlas ([Source : Derridj 1990](#))

2.4. Ecologie du cèdre

2.4.1. Exigences altitudinales

En Afrique du Nord, le cèdre occupe les étages de végétation supra et montagnard méditerranéen ([Benabid 1982](#)). C'est à ce dernier qu'il est plus répandu. Le cèdre présente une assez grande amplitude altitudinale ([Quézel 1998](#)). Pour les cédraies marocaines, [Pujos \(1966\) in Achhal et al. \(1980\)](#) a établi une classification prenant en compte en particulier des critères édaphiques, altitudinaux et climatiques. Il a distingué trois types altitudinaux, respectivement sur calcaires, dolomies et basaltes, des cédraies de basse (1600-1900 m), moyenne (1900-2100 m) et haute (2100-2500 m) altitudes.

Au Maroc, il apparaît à partir de 1500 m sur le Rif, 1600 m sur le Moyen-Atlas et 1700 m sur le Haut-Atlas oriental. Il peut, à la faveur d'effets de thalwegs ou de microclimats locaux, descendre plus bas mais il ne détermine pas alors de véritables formations forestières ([M'hirit, 1982 in Aidrous-Larbi 2007](#)). Ainsi, dans la haute vallée de l'oued El-Abid (Haut-Atlas oriental), la cédraie descend jusqu'à 1350 m tandis que sur le versant Nord du Galb Errahal, elle ne croit pas au-dessous de 1900-2000 m ([Emberger, 1971 in Aidrous-Larbi 2007](#)).

En Algérie, les limites altitudinales du cèdre diffèrent également d'une cédraie à l'autre : Sur le versant Nord de l'Atlas tellien (Babors, Djurdjura, Chréa, Ouarsenis), le cèdre de l'Atlas existe à l'état isolé et en peuplements clairs à partir de 950-1300 m et sur le versant Sud de 1400-1500 m tandis que la limite supérieure est de 1787m à Teniet el had, 1629 m à Chréa, 2004 m aux Babors et 1900 m au Djurdjura ([Lapie et Maige 1914](#); [Emberger 1938](#); [Sari, 1977 in Derridj 1990](#); [Meddour 1994](#)). Dans les Aurès, sa limite inférieure est de 1400-1500 m en versant Nord, 1600 m en versant Sud et de l'ordre de 2200 mètres comme limite supérieure ([Toth 1980](#); [Abdessemed 1981, 1990](#)).

Les expositions Nord et Nord-Ouest sont plus arrosées que les versants méridionaux, à l'arbi des vents humides, et sous l'influence néfaste du sirocco. Ceci expliquerait la localisation des plus belles cédraies sur les versants septentrionaux et la différence des limites inférieures du cèdre, plus basses en versant Nord qu'en versant Sud ([Abdessemed 1981](#); [Derridj 1990](#)).

Nous pensons qu'une actualisation de ces limites est importante. Des observations faites par certains auteurs sur la présence du cèdre à l'état d'individus ou en bouquets à des altitudes plus basses pour certaines cédraies, à la faveur de l'humidité conjuguée au microrelief ([Krouchi 2010](#); [Slimani 2014](#)), et à la remontée de la limite supérieure pour d'autres cédraies, liées fort probablement aux changements climatiques ([Rhanem 2011](#)).

2.4.2. Exigences bioclimatiques

Les exigences bioclimatiques du cèdre ont été définies pour la première fois par [Emberger \(1939\) in Achhal et al. \(1980\)](#). Le cèdre occupe les variantes très froide et localement extrêmement froide des bioclimats humide et subhumide, ou du moins c'est là qu'il constitue des peuplements dynamiques ([Quézel 1979](#)). De point de vue phytosociologique, les cédraies appartenant aux unités de type forestier se rapportent essentiellement au bioclimat humide ([Achhal et al. 1980](#)).

En fonction de l'altitude, [Quézel \(1998\)](#) a remarqué que les cédraies de basse altitude sont essentiellement localisées en bioclimat humide tandis que celles de moyenne et haute altitude peuvent répondre plutôt à des bioclimats sub-humide, humide voire per-humide.

Au Maroc, les cédraies du Rif sont les mieux arrosées par rapport, surtout, à celles du Haut Atlas oriental. Les plus faibles valeurs des minimas ont été enregistrées en Haut Atlas oriental et au Moyen Atlas oriental ([M'Hirit 1999](#)). Bien que les chiffres sont un peu anciennes, le tableau 3 donne les caractéristiques ombrothermiques des cédraies marocaines :

Tableau 3. Caractéristiques ombrothermiques des cédraies marocaines

Types de cédraies	Latitude (N)	Limites altitudinales (mètre)	Précipitations annuelles (mm)	Températures extrêmes	
				M (°C)	m (°C)
Rif occidental	35°01'-35°53'	1400-2300	1390-1786	28,3 à 24,1	-5,6 à -0,2
Rif central	34°55'-35°35'	1500-2400	1257-1707	28,8 à 23,7	-5,6 à -0,4
Rif oriental	33°50'-35°07'	1700-2200	906-1311	26,6 à 24,6	-5 à -1,8
Moyen-Atlas tabulaire	33°08'-33°44'	1500-2000	871-1066	30,9 à 27,6	-4,7 à -0,5
Moyen Atlas oriental	32°36'-33°05'	1800-2000	615-927	28,7 à 26,5	-6,4 à -3,1
Haut Atlas oriental	32°16'-32°53'	1800-2400	499-799	29,6 à 23,2	-8,3 à -3,1

Source : M'Hirit (1999)

En Algérie, les populations de cèdre colonisent des milieux à bioclimat allant du semi-aride au perhumide (tableau 4). Les cédraies de l'Atlas tellien sont mieux arrosées que celles de l'Atlas saharien (Yahi 2007). Il est à noter, qu'en hiver, les peuplements de cèdre ont fréquemment à supporter des températures de -11 à -15°C dans les monts du Hodna et l'Aurès (Abdessemed 1981). Ce dernier massif, représente une singularité de la forêt de cèdre dans sa situation extrême de xéricité par rapport à l'ensemble des stations de la région méditerranéenne (Yahi 2007).

Tableau 4. Caractéristiques ombrothermiques des cédraies algériennes

Cédraies		Limites altitudinales (mètre)	Précipitations annuelles (mm)	Températures extrêmes		Bioclimats
				M (°C)	m (°C)	
Djebel El Meddad (Ouarsenis)		1000-1787	548-941	31 à 27,6	0,85 à -2,3	subhumide à humide
Massif de Chrèa (Atlas blidéen)		970-1550	912-1202	30,36 à 26,3	2,72 à 0,4	humide à perhumide
Massif d'Ait Ouabane (Djurdjura)		1450-1900	1264-1579	30 à 27	-0,7 à -2,46	humide à perhumide
Mont Babor		1000-2004	1600-2440	32 à 23	-0,5 à -4	humide à perhumide
Aurès et Bélezma	Versant Nord	1500-2100	650-950	-	-2 à -4	subhumide supérieur
	Versant Sud	1400-1700	470-680	-	0 à -2	semi aride supérieur

Source : Yahi (2007)

2.4.3. Exigences édaphiques et lithologiques

Les cédraies nord africaines sont installées sur une large gamme de sols. L'originalité édaphique du cèdre réside, tout particulièrement dans sa rusticité et son indifférence à la nature lithologique du sol ([M'Hirit 1999](#)). Nous donnons dans le tableau 5 les substrats géologiques sur lesquels ce sont installées les principales cédraies nord africaines ([Trabut 1892](#); [Faurel et Laffite 1949](#); [Lepoutre 1964a, b](#); [Lecompte et Lepoutre 1975](#); [Achhal et al. 1980](#); [Abdessemed 1981](#); [Quézel et al. 1987](#); [Yahi 1988](#); [Benmouffok 1994](#); [Meddour 1994](#); [Benmouffok 1995](#); [Pujos, 1966 in M'Hirit 1999](#)). Les mêmes auteurs ont signalé que les sols rencontrés dans les cédraies sont essentiellement de type évolués, caractéristiques des sols méditerranéens, plus ou moins épais, de type fersiallitiques sur calcaires, rendzine magnésienne sur dolomie, andosolique et bruns forestiers sur basalte, ocre podzolique sur grès avec une richesse en matière organique et en fer.

Tableau 5. Substrats occupés par les cédraies Nord africaines

Pays	Cédraies	Substrat
Algérie	Ouarsenis	Grès numidien
	Atlas Blidéen	Schistes argileux
	Djurdjura	Calcaire massif parfois dolomitisé du lias inférieur, mais aussi localement sur grès à ciment calcaire ou sur conglomérats
	Babors	schistes et grès dans le massif du Babor mais aussi sur calcaires et conglomérats
	Aurès et Bélezma	Grès blancs et dolomies, quelquefois sur calcaire et calcaire dolomitique
Maroc	Rif	Calcaire et sur des substrats quartzeux-schisteux de la nappe de Kétama ou des substrats gréseux de la nappe de Tizirène
	Tazekka	Schistes primaires non calcaires
	Moyen-Atlas central	Substrat calcaire ou dolomitique du Lias et du Jurassique
	Moyen-Atlas Oriental	substrat dolomitique ou marno-calcaire du Toarcien- Aalenien
	Haut- Atlas Oriental	Marno-schistes calcaires

2.5. Phytosociologie : Groupements forestiers et préforestiers à *C. atlantica*

En Algérie comme au Maroc, les premières études des groupements à cèdre remontent aux années 1950 ([Meddour 1994](#)). Depuis, les études phytosociologiques des cédraies Nord-africaines se sont multipliées et sont bien avancées dans les deux pays ([Yahi et Djellouli 2010](#); [Fennane 2018](#)). Nous avons tenté de rassembler les groupements forestiers et pré-forestiers des cédraies nord africaines (Annexes Ia, Ib et Ic) s'intégrant aux unités syntaxonomiques correspondantes (figure 4) en s'aidant de divers travaux ([Nègre 1952](#); [Barbero et Quézel 1975](#); [Abdessemed 1981](#); [Zeraia 1986](#); [Quézel et al. 1987](#); [Quézel et al. 1988](#); [Benabid 1994](#); [Benabid et Fennane 1994](#); [Meddour 1994](#); [Dahmani-Megrerouche 1996](#); [Azira 2001](#); [Dahmani-Megrerouche 2002](#); [Meddour 2010](#); [Yahi et Djellouli 2010](#)). Signalons toutefois, que ces groupements sont rattachées essentiellement à la classe des *Quercetea pubescentis* et, à un degré moindre, au *Quercetea ilicis* et *Rosmarinetea officinalis* ([Yahi 2007](#)).

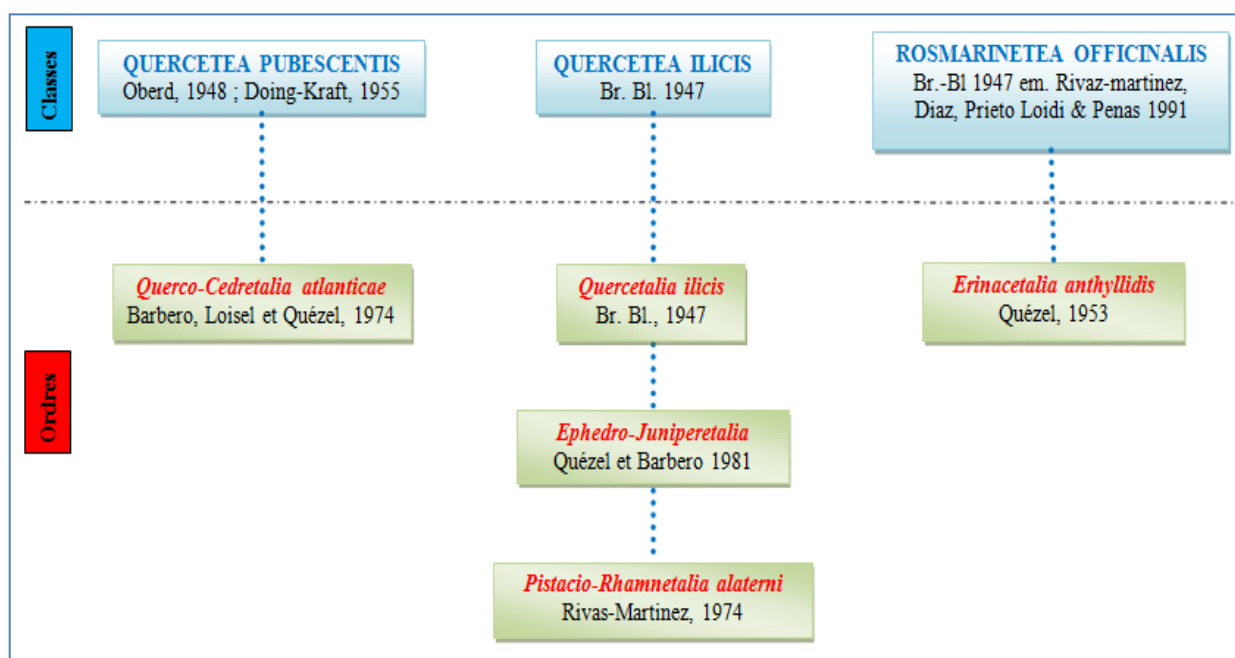


Figure 4. Classes et ordres syntaxinomiques auxquelles sont rattachées les formations forestières et préforestières à *Cedrus atlantica*

3. LES CEDRAIES NORD AFRICAINES

3.1. Répartition géographique

Absent de la Tunisie, *C. atlantica* est endémique de l'Algérie et du Maroc. Il caractérise les forêts de l'étage montagnard des deux pays. Son aire est disjointe et liée essentiellement à l'orographie du Maghreb ([Quézel 1998](#)).

Au Maroc, le cèdre occupe le Rif et le Tazekka, le Moyen Atlas central, le Moyen Atlas oriental et le Haut Atlas oriental ([M'Hirit 1994](#)).

En Algérie, il est présent dans l'Atlas tellien et saharien avec une superficie plus réduite qu'au Maroc ([Derridj 1990](#)). Les cédraies de l'Atlas tellien se rencontrent dans le massif de l'Ouarsenis, l'Atlas blidéen, le Djurdjura ainsi que dans les Babors et Tababors. Dans l'Atlas saharien, les cédraies se trouvent dans les massifs du Bélézma et de l'Aurès ainsi que dans les monts du Hodna.

Une carte de distribution de l'espèce, la plus précise géographiquement a été réalisée dans le cadre du présent travail en utilisant un SIG (voir figure 1 au chapitre III). Une table attributaire comportant les noms des forêts du cèdre des deux pays a été associée.

La figure 5 représente la distribution géographique du cèdre de l'Atlas en Afrique du Nord en fonction des longitudes et latitudes (WGS 84).

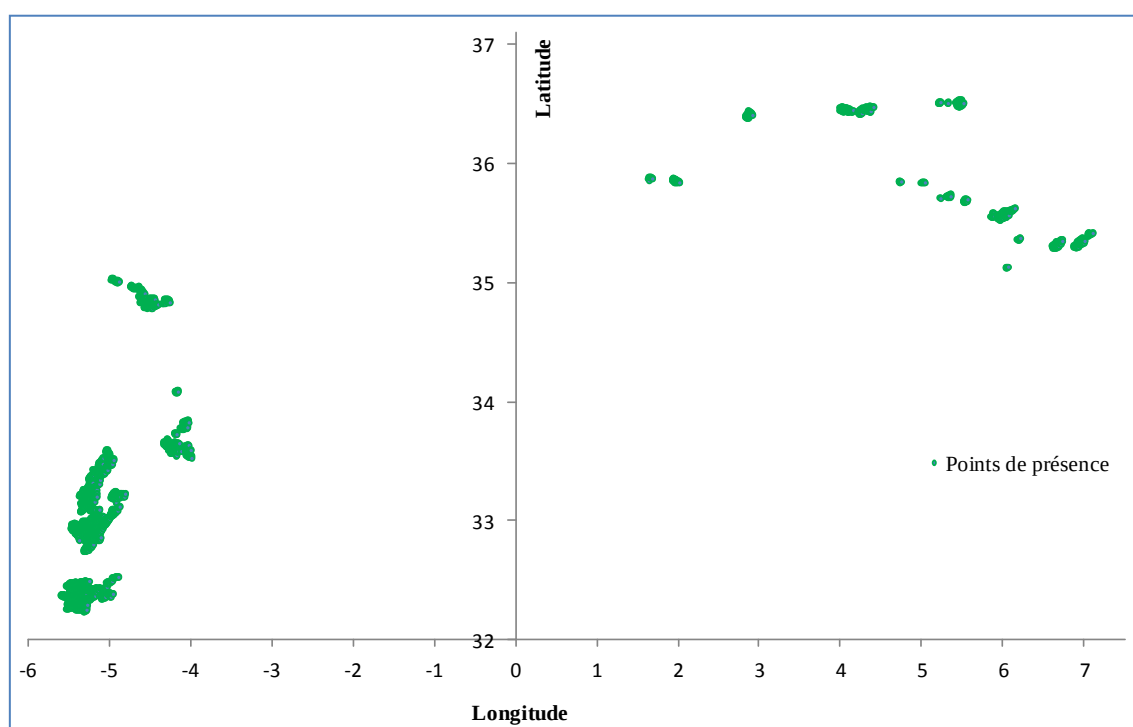


Figure 5. Distribution géographique en longitude et latitude du cèdre de l'Atlas en Afrique du Nord

De par sa rusticité, son aspect esthétique et les qualités de son bois, le cèdre a été introduit dans plusieurs pays forestiers du monde, particulièrement en région méditerranéenne ou il a été naturalisé dans certains pays et occupent des superficies importantes ([Toth 1980, 2005](#)). A titre d'exemple, il a été introduit en 1862 en France méditerranéenne, 1864 en Italie, 1935 au Portugal, 1890 en Bulgarie et 1930 en Hongrie [Toth \(2005\)](#). Le même auteur rapporte qu'en France, les peuplements à dominance de cèdre de l'Atlas existent dans plus de 25 départements et couvrent environ 20 000 ha. En Italie, un recensement effectué en 1989 par le ministère de l'Agriculture et des Forêts, les reboisements purs et mixtes de cèdre occupaient près de 2630 ha ([Fusaro, 1991 in La Mela Veca et al. 2013](#)).

Dans son aire artificielle, le cèdre de l'Atlas a fait l'objet de plusieurs recherches, particulièrement en rapport avec sa régénération ([Toth 1987](#)), sa croissance ([Aussenac et al. 1981](#)), ses propriétés technologiques ([Ellatifi 1994; Brunetti et al. 2001](#)) et la productivité de ses peuplements ([Toth 1973; Courbet 1991](#)). Cela traduit l'intérêt grandissant que présente le cèdre.

3.2. Cadre phytogéographique des cédraies algériennes

Selon l'analyse phytogéographique comparée faite par [Yahi \(2007\)](#), basée sur les travaux de [Maire \(1926\)](#) ; [Quézel et Santa \(1962\)](#) ; [Barry et al. 1976 in Yahi \(2007\)](#), les cédraies algériennes occupent deux domaines biogéographiques (figure 6) :

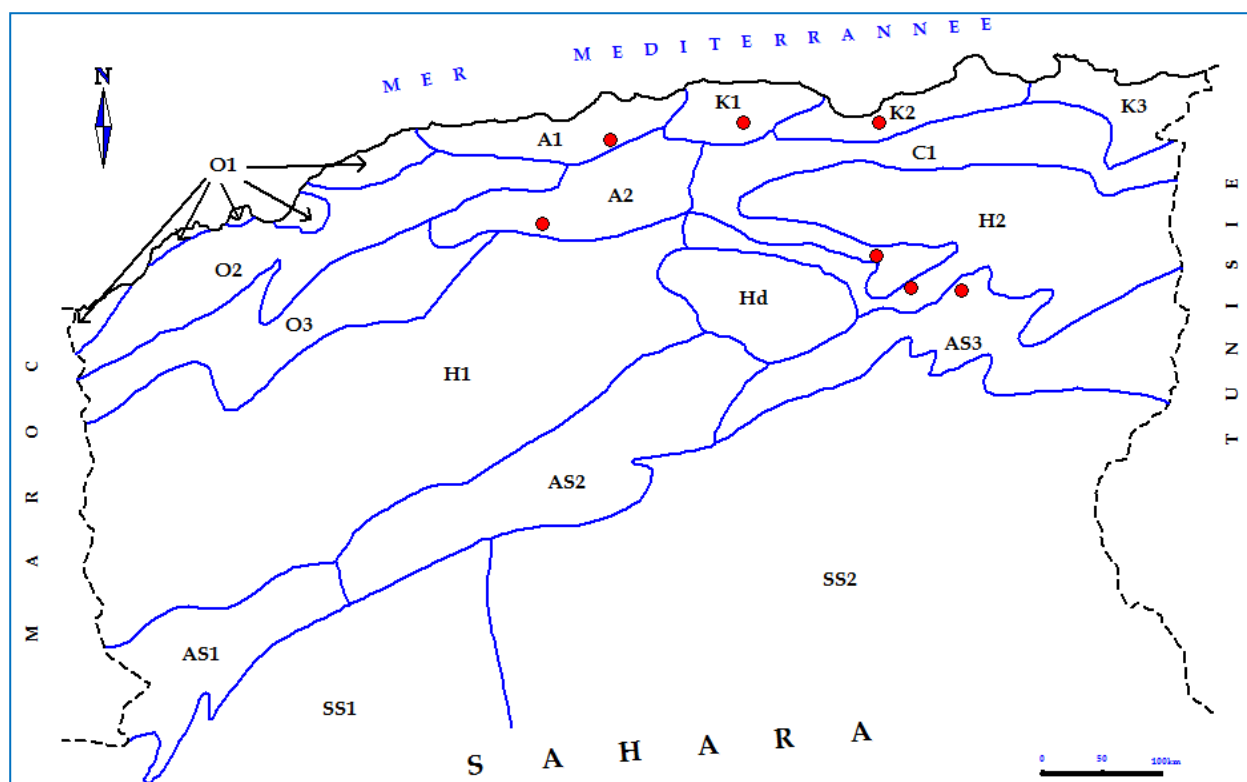


Figure 6. Localisation des cédraies algériennes sur la carte phytogéographique établie par Quézel & Santa ([Source : Yahi 2007, modifié](#))

- Le domaine Maghrébin Méditerranéen ; ou le cèdre est présent dans les secteurs numidien, Algérois et du Tell méridional.
- Le domaine Maurétanien steppique : dans le secteur du Sud Constantinois.

Les quelques îlots de cèdre sur les sommets du Djurdjura, du Hodna et des Aurès ou il est seul ou en mélange avec *Juniperus thurifera*, sont intégrés dans le domaine des hautes Montagnes Atlantiques qui n'apparaît pas sur la carte (figure 6).

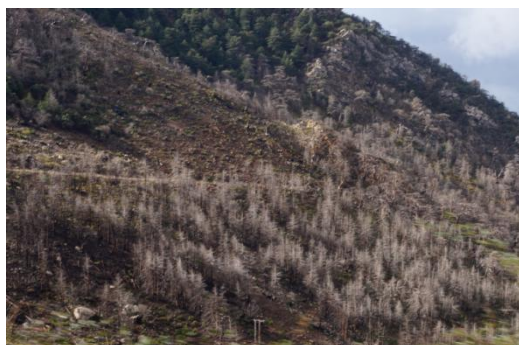
3.3. Problèmes des cédraies nord africaines

La forêt de cèdre en Afrique du Nord souffre de beaucoup de problèmes d'origine naturelle et anthropique (figure 7 : quelques exemples pour les cédraies du Djurdjura). Jour après jour, les forêts de cèdre se dégradent et se réduisent ([Messaoudène et al. 2013](#)). Pour les 130 dernières années, la cédraie algérienne a perdu presque 58 % de sa superficie ([Bouahmed et al. 2019](#)). Même si certaines cédraies nord africaines paraissent encore en bon état, leur cortège floristique significatif se détériore ([Quézel 1998](#)).

Le feu est la menace naturelle la plus importante pour les forêts méditerranéennes. Il détruit bien plus d'arbres que toutes les autres calamités naturelles ([Alexandrian et al. 1999](#)). En Algérie, pour la période de 1985-2010, un cumul de 42 555 feux a parcouru 910 640 hectares ([Meddour-Sahar et Bouisset 2013](#)). Au Mont Chélia au Aurès et pour la période de 1507-1977, plus de 45 incendies ont été enregistrés ([Slimani et al. 2014](#)).

La longueur des périodes de sécheresses est un trait dominant du climat en Afrique du nord ([Gaussen 1952](#)). Au Moyen Atlas au Maroc et pour la période de 1000-1984 les sécheresses se produisaient en moyenne tous les 11 ans ([M'Hirit et Benzyane 2006](#)). En Algérie, des études ont montré des périodes de sécheresses similaires, surtout ces dernières décennies ([Slimani 2014](#)). [Boudy \(1955\)](#) a indiqué que des sécheresses exceptionnelles de 1875 à 1888 auraient, déjà, occasionné d'importants dégâts sur les peuplements de cèdre au Bélezma. Une autre période de sécheresse prolongée plus récente entre 1996 et 2002 a beaucoup influencé les cédraies algériennes ([Messaoudène et al. 2013](#)).

La résistance à une sécheresse bien plus considérable des cédraies des Aurès, que celle acceptée par les cédraies du Tell et du Maroc est le fait qui sépare écologiquement le cèdre des Aurès de celui de l'Atlas tellien et du Maroc ([Faurel et Laffite 1949](#); [Gaussen 1952](#)). Cependant, Cette caractéristique n'a pas épargné les cédraies des Aurès d'enregistrer un taux très élevé de dépérissement ces deux dernières décennies.



Cédraie de Tikjda après incendie (photos Bouahmed 2015)



Glissement de terrain à Azrou N'thor-Djurdjura (photo Bouahmed 2014)



Pâturage bovin à Tala Guilef (photo Bouahmed 2015)

Figure 7. Représentation de quelques perturbations des cédraies du Djurdjura

En Algérie, le dépérissement qui a commencé en 1982 touche actuellement, à des degrés différents, l'Ouarsenis et l'ensemble des cédraies des Aurès (figure 8) ([Sarmoum et al. 2019](#)). Les cédraies les plus affectées sont celles de Bélezma soumises aux influences sahariennes et celles les plus méridionales : Taghda et Djebel Lazreg situées à la limite Sud des Aurès. Dans le Bélezma, le dépérissement est massif par certains endroits, c'est le cas de Djebel Bumerzoug et une partie de Tuggurt. Au Chélia, le phénomène est plus accentué au niveau des lignes de crêtes et il est plus présent en exposition Sud ([Bentouati et Bariteau 2006](#); [Yahi 2007](#)).

Au Maroc, le dépérissement du cèdre est apparu vers les années 1940 et s'est aggravé vers la fin des années 90 ([Anonyme, 2004 in Bentouati et Bariteau 2006](#)). Toutefois, ce sont les forêts du Moyen Atlas plissé dans ses parties centrale et orientale et du Haut Atlas oriental, qui offrent au niveau de la limite altitudinale supérieure de la végétation sylvatique, un dépérissement massif des cédraies. Des peuplements continus de cèdres morts sur pied, s'observent sur de vastes étendues des forêts de Tamjilt, Berkine, Meghraoua, Mitkane, Agoudim, Tounfite et Tirrhist ([Benabid 1994](#); [Ghailoule et al. 2012](#)).

En parallèle avec le récent dépérissement du cèdre, des observations d'immigration de ce dernier vers les hautes altitudes ont été enregistrées ([Rhanem 2011](#); [Cheddadi *et al.* 2017](#)).

Des diagnostics ont montré que le déficit hydrique lié aux périodes de sécheresse reste la cause principale de ce dépérissement, engendrant une compétition intra et interspécifique ([Bentouati et Bariteau 2006](#); [Alilèche 2011](#); [Ghailoule *et al.* 2012](#); [Kherchouche 2014](#)), mais à côté de cela, plusieurs insectes ravageurs phyllophages (processionnaires et tordeuses) et xylophages peuvent être associés ([Fabre *et al.* 1999](#); [Benhalima 2006](#); [Beghami 2010](#); [Talbi 2010](#)). En revanche, nous pensons comme [Yahi \(2007\)](#), que le problème demeure complexe et nécessite une attention particulière à travers une approche multidisciplinaire.



Figure 8. Dépérissement du cèdre de l'Atlas dans quelques cédraies algériennes

S'ajoute à ces problèmes, celui de l'écorçage des jeunes cèdres pratiqué par le singe magot afin d'en lécher les sels minéraux. Un comportement observé pour la première fois

chez les populations de singe magot, dans la portion centrale moyen-atlasique au Maroc, après la coupe rase de la chênaie verte cohabitant avec la cédraie ([Benabid 2002](#)).

Les feux de forêts, le dépérissement, la sécheresse sont les facteurs prépondérants de la régression actuelle de la cédraie. Cependant, la dégradation des cédraies nord africaines par les multiples activités humaines est fondamentale, et date de très longtemps. Elle a fournie du bois pour le chauffage, la construction navale et l'ébénisterie, partant des Phéniciens jusqu'à la colonisation française.

Dans certaines régions, c'est à l'homme qu'on doit la disparition du cèdre récemment ([Abel-Schaad et al. 2018](#)) dont son existence passée est attestée par la toponymie : Ras-Begoun, Kef-Iguedelene, Teniet-Begnoun, etc. ([Abdessemed 1981](#); [Derridj 1990](#)).

La période coloniale française de la région nord africaine est sans doute la plus dévastatrice, rendant quelques cédraies en déficit de régénération et vulnérable à d'autres perturbations. [Guinier \(1943\) in Derridj \(1990\)](#), a noté que depuis 1893, 116000 hectares de forêts domaniales ont été défrichées. En l'occurrence, les cédraies algériennes ont été surexploitées pendant 80 ans ([Boudy 1955](#)). Le cas le plus frappant, selon le même auteur, est celui des cédraies du Hodna (Guethian et Ouled-Khellouf) qui ont été dévastées par des exploitations militaires désordonnées (1855 à 1868) et celle de Djebel Feraoun (Aurès), appelé « le cimetière des cèdres » ravagée par les grands incendies de 1871 lors de l'insurrection consécutive à la 1^{re} guerre Franco-allemande. Il ne reste dans ces régions que des futaies d'âge moyen (150-200 ans) dépérissantes et ne se régénèrent que difficilement.

Après l'indépendance des deux pays, la dégradation des cédraies s'est poursuivie ; Défrichement, surpâturage, coupes illicites, etc. L'accroissement exponentiel de la population, l'insuffisance de travaux sylvicoles appropriés, de politiques de conservation et de gestion durable s'inscrivant dans le cadre des changements globaux, a renforcé les facteurs de dégradation ([Benabid 2000](#); [Messaoudène et al. 2013](#)).

Malheureusement, l'état actuel des cédraies ne leur permet pas de remplir leurs fonctions écologiques et socio-économiques. En outre, à ce rythme de dégradation, le cèdre de l'Atlas finira par disparaître dans plusieurs localités ([Derridj 1990](#); [Bouahmed et al. 2019](#)), témoignant par son existence au Djebel-Amour, dans l'Atlas saharien occidental, cèdre qui existait encore à la fin du siècle avant-dernier ([Clary 1892](#)).

Références

- Abdessemed K. 1981.** Le cèdre de l'Atlas dans les massifs de l'Aures et du Bézma. Etude phyto sociologique et problème de conservation et d'aménagement. Thèse de Docteur-Ingénieur, Université d'Aix Marseille III, France, 199 p.
- Abdessemed K. 1990.** Le cèdre dans le massif de l'Aurès et du Bézma, Algérie. In actes du symposium international sur le cèdre, Antalya, Turquie: 129-143.
- Abel-Schaad D, Iriarte E, López-Sáez JA, Pérez-Díaz S, Sabariego Ruiz S, Cheddadi R, Alba-Sánchez F. 2018.** Are *Cedrus atlantica* forests in the Rif Mountains of Morocco heading towards local extinction? The Holocene. 28, 6: 1023-1037.
- Achhal A, Akabli O, Barbero M, Benabid A, M'Hirit A, Peyre C, Quézel P, Rivas-Martinez S. 1980.** A propos de la valeur bioclimatique et dynamique de quelques essences forestières au Maroc. Ecol Medit. 5: 211-249.
- Aidrous-Larbi N. 2007.** Exploration de la variabilité géographique des cèdres méditerranéens. Mémoire de Magister, Institut National Agronomique El-Harrach, Algérie, 111 p.
- Alexandrian D, Esnault F, Calabri G. 1999.** Forest fires in the Mediterranean area. Unasylva (FAO). 197, 50: 35-41.
- Alilèche A. 2011.** Étude du dépérissement du cèdre de l'Atlas dans les cédraies des Aurès (Bézma et Chélia). Mémoire de Magister, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène, Algérie, 151 p.
- Arbez M, Ferrandes P, Uyar N. 1978.** Contribution à l'étude de la variabilité géographique des Cèdres. Ann Sci Forest. 35, 4: 265-284.
- Arnaud D. 1997.** Le Cèdre dans la réalité et dans l'imaginaire de la Méditerranée, de l'Antiquité à nos jours. Revue Forestière Française. 49, 2: 159-163.
- Aussenac G, Granier A, Gross P. 1981.** Etude de la croissance en hauteur du Cèdre (*Cedrus atlantica* Manetti) : Utilisation d'un appareillage de mesure automatique. Ann Sci Forest. 38, 3: 301-316.
- Azira F. 2001.** Contribution à l'étude phytosociologique des groupements à érables de la région centre d'Algérie. Thèse de Magister, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène, Algérie, 216 p.
- Barbero M, Quézel P. 1975.** Les forêts de sapins sur le pourtour méditerranéen. Anal Inst Bot Cavanilles. 32, 2: 1245-1289.
- Beghami R. 2010.** Contribution à l'étude des insectes associés au dépérissement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) dans la région des Aurès : cas de la cédraie de Chelia. Mémoire de Magister, Université Hadj Lakhder de Batna, Algérie, 132 p.
- Ben Tiba B, Reille M. 1982.** Recherches pollenanalytiques dans les montagnes de Kroumirie (Tunisie septentrionale) : premiers résultats. Ecol Medit. 8, 4: 75-86.
- Benabid A. 1982.** Bref aperçu sur la zonation altitudinale de la végétation climacique du Maroc. Ecol Medit. 8, 1/2: 301-315.
- Benabid A. 1994.** Biogéographie phytosociologie et phytodynamique des cédraies de l'Atlas *Cedrus atlantica* (Manetti). Ann Rech For Maroc. 27: 61-76.
- Benabid A. 2000.** Flore et écosystèmes du Maroc: Evaluation et préservation de la biodiversité. Ibis Press, Paris, 359 p.
- Benabid A. 2002.** Le rif et le Moyen-Atlas (Maroc) : biodiversité, menaces, préservation. African Mountains High Summit Conference, UNEP/Nairobi, Kenya 6-10 MAI 2002: 18 p.
- Benabid A, Fennane M. 1994.** Connaissances sur la végétation du Maroc : Phytogéographie, phytosociologie et séries de végétation. Lazaroa. 14: 21-97.
- Benhalima S. 2006.** Les insectes xylophages et leur rôle dans le dépérissement du Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière) dans le Haut et le Moyen Atlas (Maroc) vol 46. Travaux de l'Institut Scientifique, série zoologie, 46. Université Mohammed V. Rabat, Maroc, 69 p.
- Benmouffok A. 1994.** Approche écopédologique dans les formations à *Cedrus atlantica* "cas du massif du Djurdjura Algérie". Ann Rech For Maroc. 27: 205-217.
- Benmouffok A. 1995.** Description de formations à *Cedrus atlantica* Manetti du massif central du Djurdjura (Algérie). Cahiers Agricultures. 4, 5: 383-387.
- Bentouati A, Bariteau M. 2006.** Réflexions sur le dépérissement du Cèdre de l'Atlas des Aurès (Algérie). Forêt Médit. 27, 4: 317-322.
- Bou Dagher-Kharat MB, Mariette S, Lefèvre F, Fady B, Grenier-De March G, Plomion C, Savouré A. 2007.** Geographical diversity and genetic relationships among *Cedrus* species estimated by AFLP. Tree Genetics and Genomes. 3, 3: 275-285. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11295-006-0065-x>.
- Bouahmed A, Vessella F, Schirone B, Krouchi F, Derridj A. 2019.** Modeling *Cedrus atlantica* potential distribution in North Africa across time: new putative glacial refugia and future range shifts under climate change. Reg Environ Change. 19, 6: 1667–1682. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-019-01503-w>.
- Boudy P. 1952.** Guide du forestier en Afrique du nord. La Maison Rustique, Paris, 505 p.
- Boudy P. 1955.** Économie forestière nord-africaine. Tome IV : Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie. vol 4. Larose, Paris, 484 p.

- Brunetti M, De Capua EL, Macchioni N, Monachello S. 2001.** Natural durability, physical and mechanical properties of Atlas cedar (*Cedrus atlantica* Manetti) wood from Southern Italy. *Annals of Forest Science*. 58, 6: 607-613.
- Campredon J. 1934.** Le bois de cèdre. Étude des propriétés physiques et mécaniques de quelques bois exotiques. *Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherches et Expériences*. 5, 2: 179-220.
- Chaib J, Danan S, Jouaud B, Hagen LS, Lefevre F, Fady B. 2006.** Identification and characterization of nuclear microsatellites in Mediterranean cedars (*Cedrus sp.*). *Molecular Ecology Notes*. 6, 3: 840-842. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1471-8286.2006.01364.x>.
- Cheddadi R, Henrot A-J, François L, Boyer F, Bush M, Carré M, Coissac E, De Oliveira PE, Ficetola F, Hambuckers A, Huang K, Lézine A-M, Nourelbait M, Rhoujjati A, Taberlet P, Sarmiento F, Abel-Schaad D, Alba-Sánchez F, Zheng Z. 2017.** Microrefugia, Climate Change, and Conservation of *Cedrus atlantica* in the Rif Mountains, Morocco. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 5, 114: 1-15. DOI: <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2017.00114>.
- Clary ML-R. 1892.** Herborisations dans le djebel Amour. *Bull Soc Bot Fr*. T. 39, session extraordinaire en Algérie (Alger-Biskra), première partie: 44-60.
- Courbet F. 1991.** Tarif de cubage à deux entrées pour le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti en France). *Rev For Fr*. 43, 3: 215-226. DOI: <http://dx.doi.org/10.4267/2042/26200>.
- Dahmani-Megrerouche M. 1996.** Groupements à chêne vert et étages de végétation en Algérie. *Ecol Medit*. 22, 3/4: 39-52.
- Dahmani-Megrerouche M. 2002.** Typologie et dynamique des chênaies vertes en Algérie. *Forêt méditerranéenne*. 23, 2: 117-132.
- Derridj A. 1990.** Etude des populations de *Cedrus atlantica* Manetti en Algérie. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, France, 288 p.
- El Azzouzi K, Keller R. 1998.** Propriétés technologiques du bois de cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti). *Forêt Médit*. 19, 1: 11-33.
- Ellatifi M. 1994.** Le cèdre de l'Atlas hors de son aire naturelle : propriétés technologiques. *Ann Rech For Maroc*. 27: 683-697.
- Emberger L. 1938.** Les arbres du Maroc et comment les reconnaître. Editions Larose, Paris, 317 p.
- Fabre J-p. 1976.** Extension du cèdre et risques d'attaques d'insectes. *Revue Forestière Française*. 28, 4: 261-269.
- Fabre J-p, Mouna M, Du merle P, Benhalima S. 1999.** Le point sur certains ravageurs du cèdre de l'atlas en Afrique du nord, en France et en Europe. *Forêt Médit*. 20, 4: 203-218.
- Fady B, Lefèvre F, Reynaud M, Vendramin GG, Bou Dagher-Kharat M, Anzidei M, Pastorelli R, Savouré A, Bariteau M. 2003.** Gene flow among different taxonomic units: Evidence from nuclear and cytoplasmic markers in *Cedrus* plantation forests. *Theoretical and Applied Genetics*. 107, 6: 1132-1138. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00122-003-1323-z>.
- Fallour D, Fady B, Lefèvre F. 2001.** Evidence of variation in segregation patterns within a *Cedrus* population. *Journal of Heredity*. 92, 3: 260-266.
- Faurel L, Laffite R. 1949.** Facteurs de répartition des cédraies dans les massifs de l'Aurès et du Bézema. *Bull Soc Hist Nat Afr N*. 40: 178-186.
- Fennane M. 2018.** Apport de Pierre Quézel à la floristique et à la phytosociologie au Maroc / Pierre Quézel's contribution to floristics and phytosociology in Morocco. *Ecol Medit*. 44, 2: 123-129.
- Ferguson DK. 1967.** On the phytogeography of coniferales in the European cenozoic. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 3: 73-110. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0031-0182\(67\)90007-7](http://dx.doi.org/10.1016/0031-0182(67)90007-7).
- Gaussen H. 1952.** Les résineux d'Afrique du Nord. *Ecologie, reboisements*. *Revue internationale de botanique appliquée et d'agriculture tropicale*. 32, 361: 505-532.
- Gaussen H. 1967.** Les gymnospermes actuelles et fossiles. *Trav Lab Forest Toulouse*, Vol 1, Fascicule VI.
- Ghailoule D, Rossi J-P, Lieutier F. 2012.** Caractérisation spatio-temporelle du dépérissement du cèdre (*Cedrus atlantica* Manetti) dans deux peuplements du Moyen Atlas marocain : Résultats préliminaires. MEDINSECT 3 Symposium "Entomological Research in Mediterranean Forest Ecosystems", 8-11-Mai, Hammamet (Tunis) In *Annales de l'INRGREF*. 17 (Numéro spécial): 145-156.
- Gouaref K. 2012.** Contribution à l'étude cartographique et écologique du dépérissement du Cèdre de l'Atlas dans le massif de Guetiane (W-Batna). Mémoire de Magister, Université Hadj Lakhder de Batna, Algérie, 130 p.
- Huré B. 1943.** La cédraie du Moyen-Atlas marocain. *Bulletin de la société des sciences naturelles du Maroc*. 23: 84-120.
- Jasińska AK, Boratyńska K, Sobierajska K, Romo A, Ok T, Kharat MBD, Boratyński A. 2013.** Relationships among *Cedrus libani*, *C. brevifolia* and *C. atlantica* as revealed by the morphological and anatomical needle characters. *Plant Syst Evol*. 299, 1: 35-48. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00606-012-0700-y>.
- Kherchouche D. 2014.** Approches sylvicole et paléoécologique pour l'étude des facteurs de dépérissement et la répartition spatio-temporelle du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Man.) de l'Aurès. Thèse de Doctorat, Université Hadj Lakhder de Batna, Algérie, 90 p.

- Krouchi F. 2010.** Étude de la diversité de l'organisation reproductive et de la structure génétique du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) en peuplement naturel (Tala-guilef, Djurdjura nord – ouest, Algérie). Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 127 p.
- La Mela Veca DS, Ferrara S, Maetzke FG. 2013.** Les reboisements en cèdre de l'Atlas en Sicile. *Forêt Médit.* 34, 1: 13-24.
- Lapie G, Maige A. 1914.** Flore forestière illustrée, comprenant toutes les espèces ligneuses de l'Algérie et les espèces ligneuses les plus répandues en Tunisie, au Maroc et dans le Midi de la France; pour la détermination facile, sans l'emploi de mots techniques, de toutes les espèces décrites. Éd. Orlhac E., Paris, 357 p.
- Lecompte M, Lepoutre B. 1975.** Bilan de l'eau et conditions d'existence de la cédraie dans le moyen Atlas basaltique (Maroc): Utilisation d'une "analyse d'information mutuelle" entre les espèces et les variables du milieu. *Ann Rech For Maroc.* 15: 149-269.
- Legrand P. 2003.** Inventaire de la macroflore du Miocène supérieur de la diatomite de Murat (Cantal, Massif Central, France). *Ann Soc géol Nord.* 10 (2^{ème} série), Fascicule 1: 25-55.
- Lepoutre B. 1964a.** Premier essai de synthèse sur le mécanisme de régénération du cèdre dans le moyen Atlas marocain. *Ann Rech For Maroc.* 7: 57-163.
- Lepoutre B. 1964b.** Suite d'observations sur la régénération du cèdre par tache. *Ann Rech For Maroc.* 7: 1-20.
- Lu Y, Ran J-H, Guo D-M, Yang Z-Y, Wang X-Q. 2014.** Phylogeny and divergence times of gymnosperms inferred from single-copy nuclear genes. *PloS one.* 9, 9: e107679. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0107679>.
- M'Hirit O. 1994.** Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) présentation générale et état des connaissances à travers le réseau Silva Mediterranea "le cèdre" *Ann Rech For Maroc.* 27: 3-21.
- M'Hirit O. 1999.** Le Cèdre de l'Atlas à travers le réseau Silva mediterranea «Cèdre». Bilan et perspectives. *Forêt Médit.* 20, 3: 91-100.
- M'Hirit O, Benzyane M. 2006.** Le cèdre de l'Atlas: Mémoire du temps. Mardaga, Maroc, 288 p.
- Maire R. 1926.** Carte phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie (Notice). Bacconnier, Alger: 78 p.
- Maire R. 1952.** Flore de l'Afrique du nord. Encyclopedie biologique. Volume 1. Paul Lechevalier, Paris, 366 p.
- Meddour-Sahar O, Bouisset C. 2013.** Les grands incendies de forêt en Algérie: problèmes humains et politiques publiques dans la gestion des risques. *Méditerranée.* 121, 2: 33-40.
- Meddour R. 1994.** La cédraie de l'Atlas blidéen (Algérie) : Valeur bioclimatique, syntaxonomique et dynamique. *Ann Rech For Maroc.* 27: 105-127.
- Meddour R. 2010.** Bioclimatologie, phytogéographie et phytosociologie en Algérie : exemple des groupements forestiers et préforestiers de la kabylie Djurdjuréenne. Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 397 p.
- Messaoudène M, Loukkas A, Janin G, Tafer M, Dilem A, Gonzalez J. 2004.** Propriétés physiques du bois d'éclaircie des cèdres (*Cedrus atlantica*), contenant du bois de compression, provenant de l'Atlas du Djurdjura (Algérie). *Annals of Forest Science.* 61, 6: 589-595.
- Messaoudène M, Rabhi K, Megdoud A, Sarmoun M, Dahmani-Megrerouche M. 2013.** Etat des lieux et perspectives des cédraies algériennes. *Forêt Médit.* 34, 4: 341-346.
- Nègre R. 1952.** Observations phytosociologiques et écologiques sommaires sur la cédraie de Kissarit (Brigade forestière de Aïn Leuh Moyen Atlas Central). *Phyton.* 4/1-3: 59-71.
- Panetsos K, Christou A, Scaltsoyiannes A. 1992.** First analysis on allozyme variation in cedar species (*Cedrus sp.*). *Silvae genetica.* 41, 6: 339-342.
- Pijut PM. 2008.** *Cedrus* Trew. In: Bonner, FT; Karrfalt, RP, eds Woody plant seed manual Agric Handb 727 Washington, DC: US Department of Agriculture, Forest Service: 357-362: 357-362.
- Pons A. 1998.** L'histoire du genre *Cedrus* d'après les données paléobotaniques disponibles. *Forêt Médit.* 19, 3: 236-242.
- Pons A, Quézel P. 1958.** Premières remarques sur l'étude palynologique d'un guano fossile du Hoggar. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences.* 246, 2: 2290-2292.
- Quézel P. 1979.** La région méditerranéenne française et ses essences forestières, signification écologique dans le contexte circum-méditerranéen. *Forêt Médit.* 1, 1: 7-18.
- Quézel P. 1998.** Cèdres et cédraies du pourtour méditerranéen: signification bioclimatique et phytogéographique. *Forêt Médit.* 19, 3: 243-260.
- Quézel P, Barbero M, Benabid A. 1987.** Contribution à l'étude des groupements forestiers et pré-forestiers du Haut Atlas Oriental (Maroc). *Ecol Medit.* 13, 1/2: 107-117.
- Quézel P, Barbéro M, Benabid A, Loisel R, Rivas-Martinez S. 1988.** Contribution à l'étude des groupements pré-forestiers et des matorrals rifains. *Ecol Medit.* 14, 1/2: 77-122.
- Quézel P, Médail F. 2003.** Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen. Elsevier, Paris, 571 p.
- Quézel P, Santa S. 1962.** Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Tome 01 Éd CNRS, Paris: 1-565.
- Renau-Morata B, Nebauer SG, Arrillaga I, Segura J. 2005.** Assessments of somaclonal variation in micropropagated shoots of *Cedrus*: Consequences of axillary bud breaking. *Tree Genetics and Genomes.* 1, 1: 3-10. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11295-004-0001-x>.

- Rhanem M. 2011.** Aridification du climat régional et remontée de la limite inférieure du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) aux confins de la plaine de Midelt (Maroc). *Physio-Géo Géographie physique et environnement*, Volume 5: 143-165.
- Sabatier S, Barthelemy D. 1994.** Premières observations sur l'architecture du cèdre de l'Atlas, *Cedrus atlantica* (endl.) Manetti ex Carriere, (pinaceae). *Ann Rech For Maroc*. 27: 363-379.
- Sarmoum M, Navarro-Cerrilo R, Guibal F. 2019.** Bilan actuel et rétrospectif du dépérissement du cèdre de l'Atlas dans le Parc national de Theniet El Had (Algérie). *Bois & Forêts des Tropiques*. 342: 29-40.
- Scaltsoyiannes A. 1999.** Allozyme differentiation and phylogeny of cedar species. *Silvae Genetica*. 48, 2: 61-68.
- Slimani S. 2014.** Reconstitutions dendrochronologiques du climat et de l'historique des incendies dans les régions des Aurès et de Kabylie, nord de l'Algérie. Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 150 p.
- Slimani S, Derridj A, Gutierrez E. 2014.** Ecological response of *Cedrus atlantica* to climate variability in the Massif of Guetiane (Algeria). *Forest Syst*. 23, 3: 448-460. DOI: <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2014233-05175>.
- Suc J-P. 1973.** Etude palynologique des marnes de Celleneuve (Pléistocène inférieur). Hérault. Bulletin de l'Association française pour l'étude du quaternaire. 10, 1: 13-24.
- Talbi Y. 2010.** Contribution à l'étude des insectes associés au dépérissement du cèdre de l'atlas (*Cedrus atlantica* M.) dans la région de Batna : cas de la cédraie de Bélezma. Mémoire de Magister, Université Hadj Lakhder de Batna, Algérie, 103 p.
- The Angiosperm Phylogeny Group. 2009.** An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot J Linn Soc*. 161, 2: 105-121. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>.
- Thomas P. 2013.** *Cedrus atlantica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42303A2970716. DOI: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42303A2970716.en>.
- Toth J. 1973.** Première approche de la production potentielle du cèdre de l'Atlas dans le sud de la France. *Rev For Fr*. 25, 5: 381-389. DOI: <http://dx.doi.org/10.4267/2042/20758>.
- Toth J. 1980.** Le cèdre dans quelques pays du pourtour méditerranéen et dans deux autres pays à grande importance forestière. *Forêt Médit*. 2, 1: 23-30.
- Toth J. 1987.** Installation et développement du semis naturel «pin noir d'Autriche, pin sylvestre et cèdre de l'Atlas» après incendie sur le Mont-Ventoux (Vaucluse). *Forêt Médit*. 9, 1: 29-34.
- Toth J. 2005.** Le cèdre de France: étude approfondie de l'espèce. L'Harmattan, Paris, 207 p.
- Touchan R, Anchukaitis KJ, Meko DM, Sabir M, Attalah S, Aloui A. 2010.** Spatiotemporal drought variability in northwestern Africa over the last nine centuries. *Clim Dynam*. 37, 1-2: 237-252. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00382-010-0804-4>.
- Trabut M. 1892.** Herborisation dans le massif de l'Aurès, les 10, 11, 12, 13, 14 Juillet. Bulletin de la Société Botanique de France. 39, 8: 339-346.
- Tutin TG, Heywood VH, Burges NA, Valentine DH, Walters SM, Webb DA. 1964.** *Flora Europaea* - Vol 1. Cambridge University Press. 580 p.
- Yahi N. 1988.** Contribution à l'étude dynamique des formations à cèdre (*Cedrus atlantica* Manetti) d'Aït-Ouabane (Djurdjura). Mémoire de DES, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène, Algérie, 90 p.
- Yahi N. 2007.** Les cédraies d'Algérie : phytoécologie, phytosociologie, dynamique et conservation des peuplements. Thèse de Doctorat, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène, Algérie, 265 p.
- Yahi N, Djellouli Y. 2010.** Groupements forestiers et préforestiers à *Cedrus atlantica* Manetti d'Algérie: état des connaissances et dynamique des syntaxons. *Rev For Fr*. 62, 3-4: 309-316. DOI: <http://dx.doi.org/10.4267/2042/38945>.
- Zeraia L. 1986.** Etude phytosociologique des groupements végétaux forestiers du parc de Chréa. *Ann Rech For Algérie*. 1: 23-52.



Chapitre II

Recherche bibliographique sur les outils de travail



1. LES SYSTEMES D'INFORMATION GEOGRAPHIQUE

Selon [Goodchild \(2009\)](#), les technologies de l'information géographique se divisent en quatre catégories plus ou moins bien définies : les systèmes de positionnement, d'acquisition, de diffusion et d'analyse des données. Les systèmes d'information géographique (SIG) sont rattachés à la dernière catégorie. Ce sont la rencontre de trois disciplines : la géographie, l'informatique et l'analyse de données. Il est cependant difficile de tracer l'origine des SIG, d'identifier le moment où ces trois mondes de la géographie, de l'informatique et de l'analyse de données se sont rejoints ([Auda 2018](#)).

L'histoire des SIG en tant qu'application informatique a commencé avec de multiples projets dans les années 1960, dont le plus connu et le plus influent était le système d'information géographique du Canada, développé par une équipe IBM sous la direction de Roger Tomlinson. De nombreux progrès ont eu lieu depuis lors : Les disques durs offrent aujourd'hui des capacités de stockage en masse des données ; la vitesse de calcul à l'aide d'ordinateurs plus puissants ainsi que le développement des techniques de modélisation des données. En effet, les SIG ont connu un énorme développement. Aujourd'hui, ils peuvent prendre en charge le temps et la troisième dimension spatiale, des structures rasters et vectorielles, ainsi qu'un large éventail de schémas d'indexation ([Goodchild 2018](#)).

1.1. Définition

Les SIG sont au cœur du savoir-faire géographique ([Sanders 2006](#)), mais il est difficile de leur donner une définition précise pour plusieurs raisons. La difficulté vient aussi du fait qu'on peut le définir de plusieurs façons ([Maguire 1991](#); [Padmanabhan et al. 2019](#)). Nous donnons ici deux d'entre elles :

Selon [Girard et Girard \(1999\)](#), un SIG est un système informatique permettant, à partir de diverses sources, de rassembler et organiser, de gérer, d'analyser et de combiner, d'élaborer et de présenter des informations localisées géographiquement, contribuant notamment à la gestion de l'espace.

La deuxième définition est donnée par [Padmanabhan et al. \(2019\)](#), qui considère un SIG comme un système informatique conçu pour permettre aux utilisateurs de collecter, gérer et analyser de grands volumes de données attributaires référencées spatialement et associées.

Si un SIG est considéré comme un système automatisé d'enregistrement et d'analyse des données dont les principaux outils actuels utilisés sont informatiques, il est possible de penser un SIG complètement manuel. Par exemple, [Mc Harg 1980 & Tarlet 1985 in Joliveau \(1996\)](#) ont mis en œuvre des SIG manuels de planification écologique.

Les SIG sont nés d'activités dans quatre domaines différents (figure 1) : la cartographie, l'infographie, les bases de données et la télédétection ([Konecny 2002](#)).

Les systèmes d'information géographique sont utilisés par diverses disciplines comme outils de traitement des données spatiales dans un environnement géoinformatique. Selon l'intérêt d'une application particulière, un SIG peut être considéré comme un magasin de données "application d'une base de données spatiale", un outil-"boîte", une technologie, une source d'information ou une science "science de l'information spatiale" ([Raju 2006](#)).

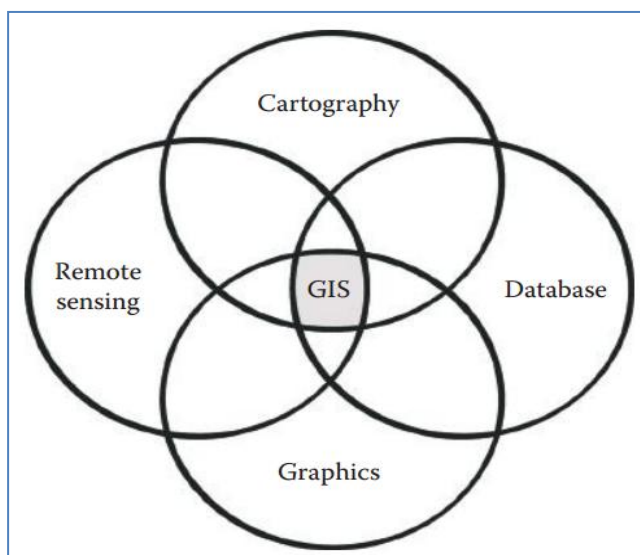


Figure 1. Interrelation entre les disciplines SIG (Source : [Konecny 2002](#)).

1.2. Synonymes

- | | |
|--|--|
| - Système d'information à référence spatiale | - Spatial Reference Information System |
| - Système de géoinformation | - Geoinformation System |
| - Système d'information spatiale | - Spatial Information System |

1.3. Les SIG et le monde réel

1.3.1. L'information géographique

Il est important de bien préciser ce qu'est l'information géographique. Elle se définit comme une représentation d'un objet ou d'un phénomène réel ou imaginaire, présent, passé ou futur, localisé dans l'espace à un moment donné (quelles qu'en soient la dimension et l'échelle de représentation). Il s'agit d'un type d'information très répandu, décrivant des objets, phénomènes, êtres vivants ou sociétés, dès lors qu'ils sont reliés à un territoire. Il existe deux types d'informations géographiques ; des informations de base ou de référence et des informations thématiques concernant un domaine particulier.

L'information géographique se présente théoriquement sous forme d'une matrice tridimensionnelle ([Buosi et Weissberg 1994](#)) : Lieu, attribut et date (figure 2). Sa particularité réside dans le fait qu'elle n'est totalement définie qu'à partir du moment où elle comporte une localisation ([Donnay 2003](#)). Numériquement, elle est modélisable et apparaît presque exclusivement dans des matrices informatiques à deux dimensions ([Buosi et Weissberg 1994](#)). La dimension "temps" est gommée, mais cette limitation des capacités

SIG a reçu une attention considérable ces dernières décennies, tant sur le plan théorique que pratique ([Peuquet 2005](#); [Yuan et al. 2014](#)).

L'information géographique
est constituée essentiellement de
deux composantes :

- La forme et la localisation d'un objet sur la surface terrestre, exprimés dans un système de coordonnées explicite : c'est le niveau **géométrique**, par exemple : la localisation d'un arbre ou d'une parcelle.

- L'information relative à l'objet décrit par sa nature, son aspect : c'est le niveau **sémantique** (attributaire). Donc, L'ensemble des données alphanumériques décrivant l'objet forme ses attributs (exemple : le numéro d'une parcelle, le nombre de sujets d'une espèce forestière à l'hectare ...etc.) ;
- Il est possible d'associer à ces deux composantes une troisième qui concerne les relations d'un objet avec les autres. C'est le niveau **topologique**, par exemple : l'adjacence entre les différents nœuds des tronçons constituant des objets surfaciques.

1.3.2. Modèles de représentation des données dans un SIG (modèles de données)

La description de l'espace géographique nécessite une étape de modélisation ; c'est le processus permettant de passer d'une réalité géographique visible et tridimensionnelle à une représentation schématique et planaire ([Zeiler 1999](#)). L'unité d'observation est l'élément constitutif élémentaire et indivisible de l'espace géographique. Elle est définie par sa "géométrie" et par ses "propriétés thématiques" qui sont considérées comme homogènes sur l'ensemble de l'unité ([Joost *et al.* 2017](#)).

La représentation de l'information (spatiale ou non) requiert une définition d'un modèle de données ([Codd 1980](#)) qui consiste en une description générale d'ensembles spécifiques d'entités et des relations entre ces ensembles d'entités. De nombreux concepteurs de modèles de données se rendent compte que pour déterminer comment une

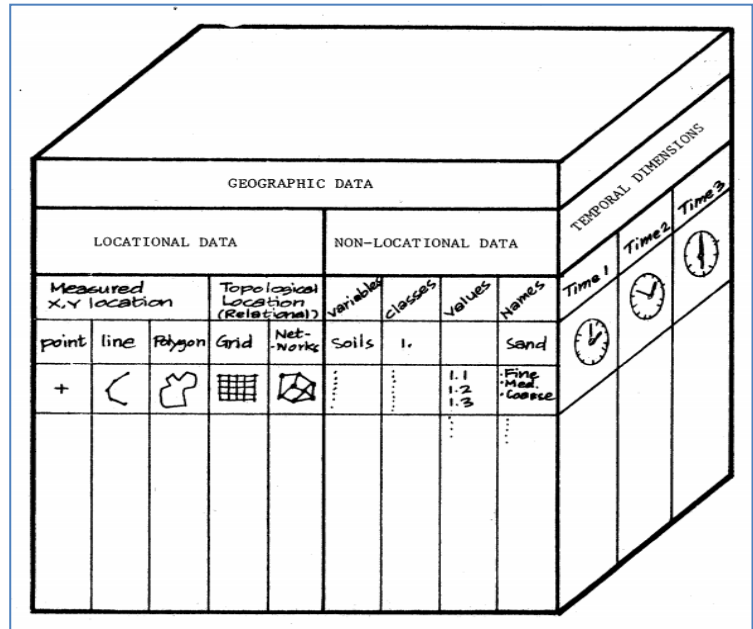


Figure 2. La matrice de données géographiques de base (Source : Dangermond 1983).

collection de données doit être représentée sous forme numérique, les données doivent être vues à plusieurs niveaux d'abstraction ([Peuquet 1984](#)). Il s'agit de (figure 3) :

- **La réalité** : les phénomènes tels qu'ils existent ;
- **Le modèle de donnée** : une abstraction du monde réel ;
- **La structure des données** : une représentation du modèle de données, souvent exprimée en termes de diagrammes, de listes et de tableaux conçus pour refléter l'enregistrement des données dans un code informatique ;
- **La structure des fichiers** : la représentation des données dans le matériel de stockage (hardware).

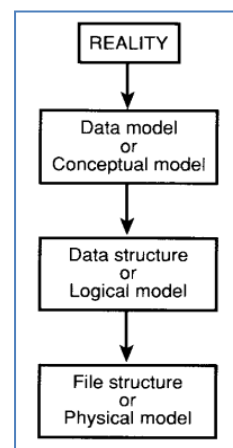


Figure 3. Niveaux d'abstraction des données ([Source : Maguire et Dangermond 1991](#)).

Les représentations spatiales dans les systèmes d'information géographique sont classées en deux modèles (modes) ; Raster (maillé, matriciel ou image) et Vecteur (vectoriel ou objet) ([Maffini 1987](#); [Goodchild 1992](#)), en dualité avec le remplissage de l'espace et la délimitation de celui-ci. Parallèlement à cette dualité représentationnelle, il y a la dualité avec des concepts spatiaux, à savoir les concepts basés sur l'entité (entity-based) et les concepts basés sur le champ (field-based). Les entités ont la propriété d'être situées dans l'espace, c'est-à-dire que l'emplacement est un attribut. Au contraire, les champs sont des phénomènes continus et caractérisent l'espace par des propriétés, c'est-à-dire des fonctions et valeurs liées à la localisation ([Winter 1998](#)).

Le mode vecteur

Ce mode est particulièrement utilisé pour représenter des phénomènes spatiaux discrets ([Winter 1998](#)). Pour ce mode, les unités d'observation sont irrégulières. Elles peuvent être ponctuelles, linéaires ou zonales (surfaiques). Les objets de type ponctuel sont donc représentés par un simple point (les informations sont regroupées sous la forme de coordonnées x, y). Les objets linéaires (routes, fleuves...) sont eux représentés par une succession de coordonnées x, y. Les objets polygonaux (territoire géographique, parcelle...) sont,

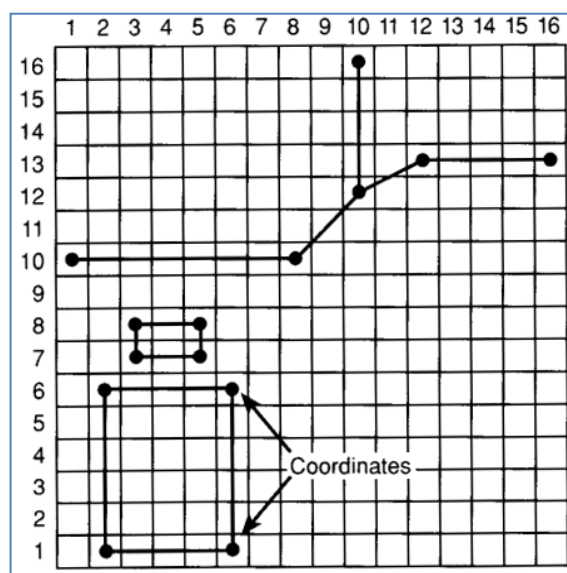


Figure 4. Représentation vectorielle des données géographiques ([Source : Maguire et Dangermond 1991](#)).

quant à eux, représentés par une succession de coordonnées délimitant une surface fermée (figure 4). Donc au sein de ce mode les objets sont définis par leurs coordonnées et ce sont les limites qui sont enregistrées, plus que leur contenu.

Le mode raster

Ce mode s'adapte parfaitement à la représentation de phénomènes spatiales continus ([Winter 1998](#)). Il est constitué d'une matrice et les unités d'observation sont régulières (appelés aussi mailles, cellules ou pixels), autrement dit, l'espace géographique à représenter est divisé de manière régulière en lignes et en colonnes dont à chaque ligne/colonne (pixel) est associée une seule valeur d'un attribut décrivant une caractéristique de l'espace géographique (figure 5). C'est la raison pour laquelle il faut avoir autant de grilles (couches raster) qu'il y a de thématiques à représenter.

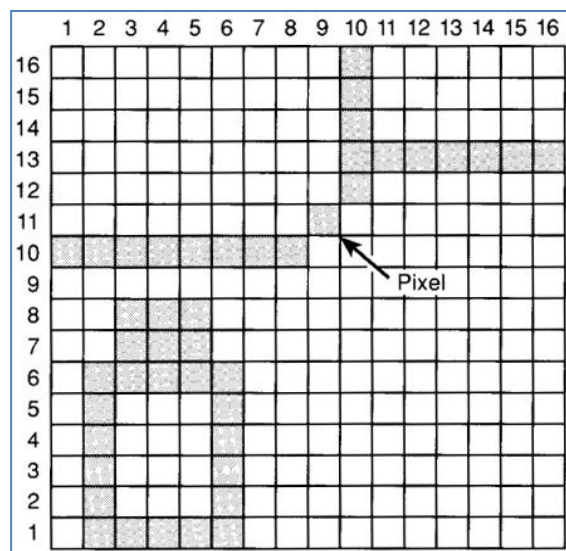


Figure 5. Représentation raster des données géographiques ([Source : Maguire et Dangermond 1991](#)).

Chacun des deux modèles a des avantages et des inconvénients pour décrire le monde réel ([Maffini 1987](#)). Nous donnons dans le tableau suivant quelques points de comparaison entre les deux :

Tableau 1. Simple comparaison des deux modèles (raster et vecteur)

Modèle vectoriel	Modèle raster
- Élément de représentation = Objet - Identification de l'objet avec précision - Topologie complexe - Espace mémoire réduit - Analyses spatiales limitées - Document de sortie de qualité nette	- Élément de représentation = Pixel - La précision dépend de la résolution - Topologie implicite - Espace mémoire volumineux - Combinaisons illimitées des données - Médiocrité de la qualité de sortie

Une représentation hybride des deux modèles existe, mais elle ne peut pas remplacer les représentations vectorielle et raster, car chacune a ses propres mérites

([Winter 1998](#)). Selon le même auteur, la représentation hybride apparaît comme un complément attractif, avec avantages dans les tâches qui doivent faire appel à la fois aux deux représentations traditionnelles.

Sur le pan informatique, plusieurs formats d'échange de fichiers sont supportés par chacune des deux structures (vecteur et raster). Nous donnons dans le tableau 2, quelques uns :

Tableau 2. Quelques formats d'échange de fichiers utilisés pour les données SIG

Modèle vectoriel		Modèle raster	
Format	Description	Format	Description
MIF, MID	MapInfo Interchange Format	BMP	Microsoft Windows Device Independent Bitmap
DGN	MicroStation Design Files	ECW	ERDAS Compressed Wavelets
GML	Geography Markup Language	DIM	Spot DIMAP
SVG	Scalable Vector Graphics	BAG	Bathymetry Attributed Grid
DWG, DXF	Autodesk Drawing, eXchange Files	GEN, THF, GEN, JPEG, TIF	ADRG/ARC Digitized Raster Graphics

1.3.3. Les structures des données attributaires (non spatiales)

Une structuration des données est essentielle pour une utilisation efficace dans un SIG afin de fournir des informations significatives ([Bernhardsen 2005](#)). Il y a plusieurs façons d'organiser les données attributaires dont les trois structures de données de base utilisées pour une intégration efficace dans les SIG sont ; la structure hiérarchique, réseau et relationnelle. Le choix de la structure des données affecte à la fois le volume de stockage des données et l'efficacité du traitement ([Raju 2006](#)).

La structure de données hiérarchique permet de stocker les données de manière à maintenir une hiérarchie parmi les éléments de données (arbre) dont chaque enregistrement dispose d'un seul parent (racine ou nœud). Chaque nœud peut être divisé en un ou plusieurs nœuds supplémentaires. Les données stockées deviennent de plus en plus détaillées au fur et à mesure que l'on se branche plus loin dans l'arbre.

La structure de données en réseau est similaire à la structure hiérarchique (extension de la structure hiérarchique) à l'exception du fait que dans cette structure, un nœud peut avoir plus qu'un parent et chaque nœud peut être divisé en un ou plusieurs nœuds supplémentaires, donc il autorise des relations plusieurs-à-plusieurs entre les enregistrements liés.

Le modèle relationnel est le plus utilisé et il consiste en un ensemble de relations. La structure de données relationnelle permet d'organiser les données sous forme de tableaux (tables) à deux dimensions dont chaque tableau représente une relation. Les lignes contiennent les enregistrements et les colonnes contiennent les attributs. Les tableaux sont liés par l'utilisation d'un identifiant commun appelé Clé.

S'ajoute aux trois structures précédemment citées, la structure orientée-objet, considérée comme une nouvelle arrivée au monde des SIG ([Garvey et al. 2000](#)). Au sein de cette structure, un objet est le représentant d'une entité et qui décrit son contenu informatif et son comportement. Les objets sont caractérisés par des attributs et sont regroupées en classes ([Davis Jr et Borges 1994](#)).

1.3.4. Organisation des données dans un SIG

Le principe générale d'organisation des données utilisées dans les SIG est celui d'une **couche** de données spatiales (figure 6). Une couche de données est soit une représentation d'un champ continu ou discret, soit une collection d'objets du même genre, c'est à dire que cette notion s'applique aux deux modèles de représentation des données (raster et vecteur). Une couche ne contient

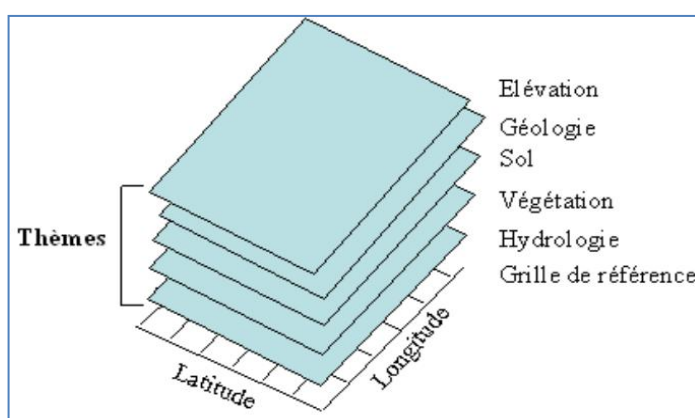


Figure 6. Organisation des données en couches dans un SIG ([Source : Chakhar 2006](#)).

pas seulement des données spatiales, mais aussi des données attributaires, qui décrivent plus en détail le champ ou les objets de la couche. Les données attributaires sont assez souvent sous forme de tableau ([de By 2001](#)). Les couches peuvent être combinées les unes avec les autres de différentes manières pour créer de nouvelles couches.

1.3.5. Les bases de données géographiques

Les données doivent être organisées avant de pouvoir être utiles. L'adoption d'une approche de base de données pour l'organisation et la gestion des données est important dans le processus de prise de décision en utilisant les SIG ([Fedra et Reitsma 1990](#)).

Une base de données géographique (BDG) se définit comme un ensemble de données spatiales et non spatiales structurées et organisées de manière à être interrogeables et analysables de façon interactive ou automatique ([Joliveau 2013](#)), et un système de gestion

de base de données (SGBD) est un ensemble de logiciels qui permet de gérer et d'utiliser les données que l'on stocke en utilisant les modèles relatifs aux bases de données.

Une BDG concerne habituellement une zone définie et sa création recèle un but précis. Elle est gérée par un logiciel SIG et elle doit permettre de retrouver de l'information par son contenu en se fondant sur des critères de recherche ([Souris 1986](#)). Une BDG est conçue suivant un modèle de base de données et ce dernier est intimement lié à la structure des données (voir section 1.3.3 de ce chapitre). Une BDG intègre les données elles-mêmes ainsi que leurs **métadonnées** ([Joliveau 2013](#)). Ces dernières sont des données sur les données : information contextuelle, date, auteur, généalogie de la donnée, protocole, limites d'utilisation, etc. ([Schuurman et Leszczynski 2006](#)). Les métadonnées sont importantes pour connaître les données et leurs limites d'utilisation. Elles le sont d'autant plus lorsqu'il s'agit de les indexer et les partager, afin de s'y retrouver dans des BDGs volumineuses et multiformes ([Guptill 2005](#)).

Les bases de données constituent les moteurs des SIG ([Worboys 2005](#)). Pour la communauté des bases de données, les SIG sont principalement associés aux bases de données spatiales. Donc une grande partie de l'effort de recherche dans les bases de données pour les SIG est liée aux structures spatiales et aux méthodes d'accès ([Medeiros et Pires 1994](#)).

La majorité des logiciels SIG intègrent un module de SGBD pour la gestion des données. Les SGBD (relationnels ou non) ont élargi le type de données qu'ils étaient capables de gérer et ils sont devenus capables de gérer de manière intégrée et cohérente l'ensemble des données attributaires, géographiques, raster et vecteur ([Zlatanova et Stoter 2006](#); [Joliveau 2013](#)). Les SGBD orientés-objet (SGBDOO) ont présenté des capacités remarquables par leur intégration dans les logiciels SIG mais il reste que les SGBD relationnels (SGBDR) sont de loin les plus utilisés. En effet, [Worboys \(2005\)](#) voyait que les SGBDOO ne peuvent pas remplacer les SGBDR car les grands développeurs de bases de données ont incorporé le concept d'orienté-objet dans le système relationnel.

Cependant, dans un environnement d'accès aux données hautement-concurrentiel et à grande-échelle, les SGBDR se trouvent inadéquats pour répondre aux demandes sans cesse croissantes de stockage et de requête de Mégadonnées (Big Data). Les SGBDR ont également des difficultés lorsqu'il s'agit de traiter des données non structurées. Les bases de données NoSQL sont de plus en plus utilisées dans les applications Big Data pour leur simplicité et leurs hautes performances ([Yue et Jiang 2014](#)). Selon le même auteur, les SIG ont dû se développer pour être en mesure de répondre aux défis imposés par les nouvelles technologies (figure 7). En effet, les Big Data ont favorisé le développement de SIG-nouvelle

génération, appelés BigGIS. Il s'agit d'un nouveau produit utilisé pour détecter, stocker, intégrer, traiter et visualiser les Mégadonnées géospatiales (Geospatial Big Data).

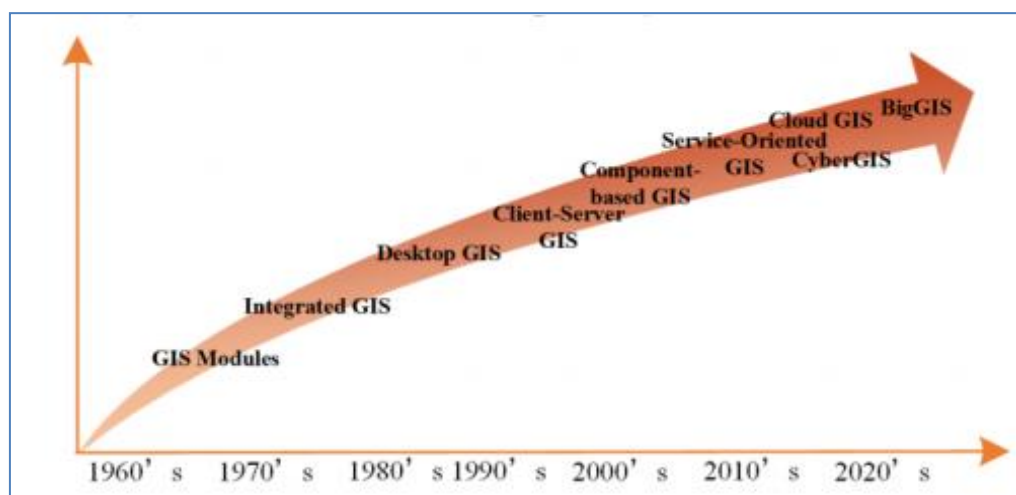


Figure 7. Evolution des SIG et tendances futures ([Source : Yue et Jiang 2014](#)).

Le développement de Mégadonnées a favorisé l'émergence d'un domaine innovant : la fouille (ou Exploration) de données spatiales (Spatial Data Mining). Les techniques de fouille de données spatiales sont largement utilisées dans les SIG et y sont en étroite relation, pour la déduction des associations entre les attributs spatiaux, le regroupement et la classification des informations en rapport avec ce type d'attributs ([Goyal et al. 2017](#)).

1.3.6. Circulation de l'information dans un SIG

[Mullon et Boursier \(1992\)](#), ont proposé le modèle de la figure 8 concernant la circulation de l'information dans un SIG. La première phase concerne la **collecte** de données qui vise la constitution de documents primaires. Ensuite vient la phase **d'intégration** visant à rassembler l'information collectée au sein d'une base de données structurée et cohérente. La troisième phase consiste à **extraire** de l'information et la production de documents élaborés (de synthèse), à partir des informations contenues dans la base de données. Enfin, la phase d'**action** concernant les opérations que l'on décide de mettre en œuvre à partir des documents produits lors de la phase d'extraction.

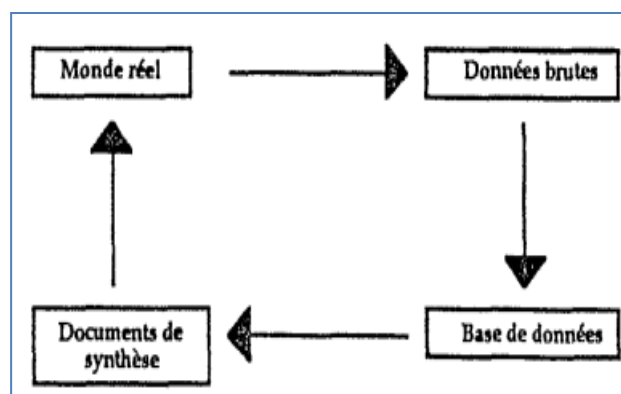


Figure 8. Circulation de l'information dans un SIG ([Source : Mullon et Boursier 1992](#)).

1.3.7 Le SIG, un outil d'aide à la décision

Une décision est le fait d'un décideur exerçant librement un choix entre plusieurs possibilités d'actions à un moment donné dans le temps ([Roy et Bouyssou 1993](#)). Pour rationaliser les décisions, il existe une théorie solide sur laquelle peuvent se fonder les choix : La théorie de la décision. « Elle se fonde sur un ensemble de descriptions des problèmes de décision à partir desquelles des analyses cohérentes peuvent être menées ; elle propose des principes sur lesquels des critères de sélection sont construits et des solutions seront proposées » ([Kast 1993](#)).

L'aide à la décision est considérée à la fois comme une activité scientifique et une activité professionnelle ([Tsoukiàs 2006](#)). Elle se définit comme « l'activité de celui qui, prenant appui sur des modèles clairement explicités mais non nécessairement complètement formalisés, aide à obtenir des éléments de réponse aux questions que se pose un intervenant dans un processus de décision, éléments concourant à éclairer la décision et normalement à recommander, ou simplement à favoriser, un comportement de nature à accroître la cohérence entre l'évolution du processus d'une part, les objectifs et le système de valeurs au service desquels cet intervenant se trouve placé d'autre part » ([Roy et Bouyssou 1993](#)).

Les processus de décision sont très complexes, mais une "bonne aide à la décision" est celle qui conduit à de "bonnes" décisions, voire à une décision "optimale" ([Roy et Bouyssou 1993](#)). Pour y parvenir et afin d'aider les décideurs dans plusieurs domaines, des systèmes d'aide à la décision (SAD), exploitant les technologies de l'information (TI), se sont développés. La nécessité d'utiliser des données spatiales dans divers domaines a conduit à un intérêt croissant pour le développement de systèmes d'aide à la décision spatiale (SADS) : une catégorie des SAD ([Leverbe 1994](#); [Keenan 2006](#)).

La prise de décision spatiale traite des problèmes géographiques. La décision spatiale se prend selon des règles strictes et elle peut se faire à trois niveaux : opérationnel, tactique et stratégique qui pourraient suivre des chemins similaires ou différents ([Jankowski et Nyerges 2009](#)).

La mise en œuvre des règles de décision spatiales peut souvent être effectuée à l'aide de fonctions de requêtes spatiale et attributaire standard intégrées aujourd'hui dans la majorité des logiciels SIG. C'est ce qui pousse à considérer les SIG comme des systèmes d'aide à la décision spatiale ([Fedra et Reitsma 1990](#); [Jankowski et Nyerges 2009](#)) et qui permettent de répondre à des questions du type "que va-t-il se passer si... ?", "Où dois-je localiser ceci ?" ([Joliveau 1996](#)).

Selon les niveaux de décision, les SIG peuvent être classés sur un continuum en fonction de leurs caractéristiques intrinsèques. Les approches classiques du management proposent une typologie des systèmes d'information (figure 9) dont chacun de ces niveaux a besoin d'un système d'information spécifique mais relié aux autres ([Joliveau 1996](#)) :

- Le niveau opérationnel concerne les microdécisions à prendre au jour le jour ;
- Le niveau tactique nécessite d'avoir un éclairage synthétique et une reconstruction des historiques de l'activité pour prendre des décisions à moyen terme ;
- Le niveau stratégique s'intéresse aux problèmes d'ordre structurel qui déterminent la vie de l'organisation à long terme.

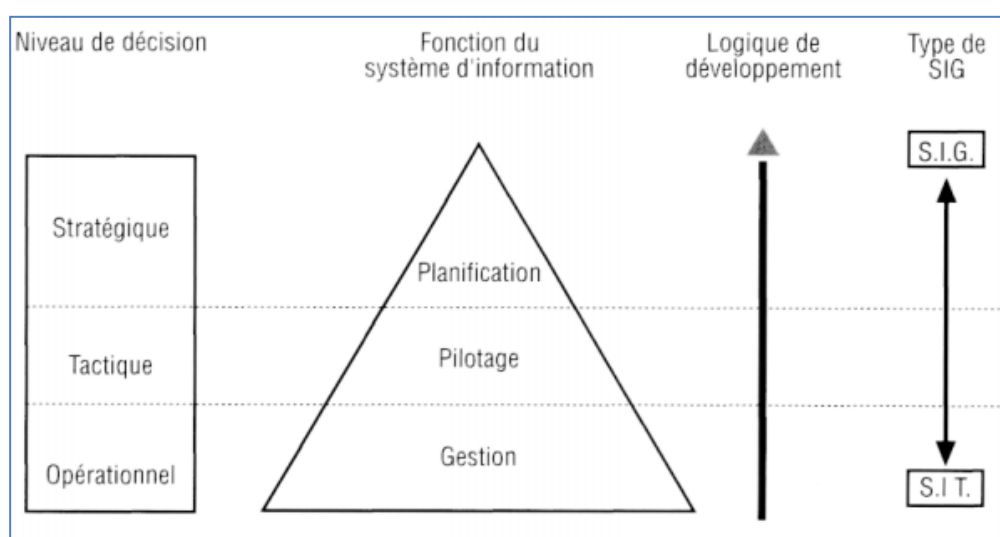


Figure 9. Les SIG en fonction du niveau de décision ([Source : Joliveau 1996](#)).

Comme les processus de prise de décision comportent de nombreuses incertitudes, le choix d'un SIG peut souvent être un processus frustrant ([Bernhardsen 2005](#)), particulièrement quand la précision est recherchée. Comparés aux données tabulées, les SIG permettent de prendre des décisions plus rapides et plus précises ([Smelcer et Carmel 1997](#); [Dennis et Carte 1998](#)). Cependant, l'efficacité du système dépendra essentiellement sur la qualité des données utilisées, surtout pour résoudre des problèmes liés à la planification ([Tomlinson 1969](#)).

1.4. Les composants d'un SIG

Il y a autant de débats sur les composants d'un SIG que sur sa définition. Nous donnons ici les composants les plus couramment cités dans la littérature. En effet, un SIG comprend : le matériel, les logiciels, les données, les méthodes et les personnes.

1.4.1. Le matériel

Le matériel SIG comprend :

- Des ordinateurs pour le traitement des données, le stockage des données : Les SIG fonctionnent sur tout type d'ordinateurs, allant des ordinateurs personnels portables aux superordinateurs multi-utilisateurs ([de By 2001](#)).
- Les appareils d'entrées/sorties : cela inclut les tables à digitaliser et scanners pour la numérisation de données spatiales ; les imprimantes et traceurs pour les rapports et cartes papier ; les récepteurs GPS et appareils mobiles pour le travail sur le terrain ([Delaunay et al. 1990](#); [UN 2000](#)).

1.4.2. Les logiciels :

Ce composant regroupe les fonctions et les outils d'acquisition, de stockage et de traitement des données et ceux d'affichage et de communication des résultats. Une énorme gamme de logiciels qui sont labellisés SIG et qui sont disponibles pour presque toutes les plateformes informatiques ([Malczewski 2004](#)). Un vrai logiciel SIG devrait assurer les fonctions énumérées dans l'annexe IIa ([Thrall 1999](#)).

Au tout début de l'histoire des SIG, rares étaient les logiciels qui permettaient de gérer les deux modèles de représentation de données ([Dangermond 1983](#)) ainsi que la conversion des données entre eux ; rasterisation et vectorisation ([Peuquet 1981a, b](#)). Un logiciel SIG était orienté Vecteur ou Raster. Aujourd'hui, la majorité des logiciels "SIG" permettent la conversion de données d'un modèle à l'autre, le stockage de ces deux modèles dans une même base de données ([Auda 2018](#)), ainsi que des traitements spatiaux simultanés des données issues des deux modèles ([Silva-Coira et al. 2020](#)).

Il existe différents types de logiciels SIG avec des fonctionnalités différentes (figure 10), car tous les utilisateurs SIG n'ont pas besoin d'effectuer les mêmes tâches. Selon leurs usages, les logiciels SIG peuvent être regroupés principalement en 03 catégories : logiciels SIG de Bureau, Mobiles et Web ([Steiniger et al. 2010](#)).

Selon les licences auxquels ils sont soumis, il y

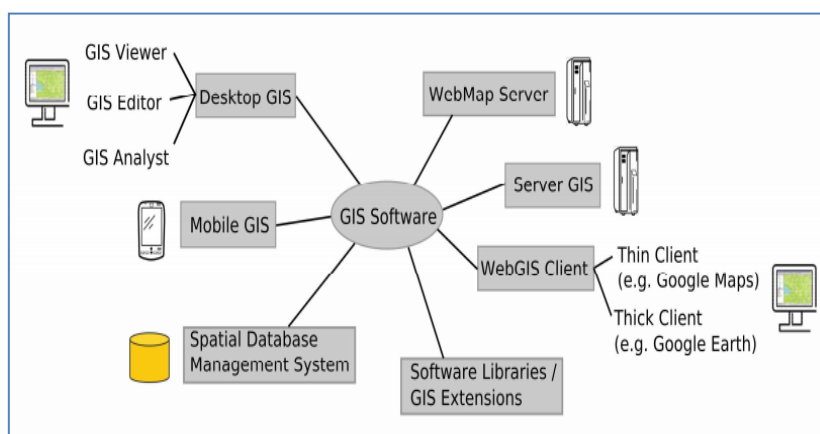


Figure 10. Différents types de logiciels SIG ([Source : Steiniger et al. 2010](#)).

a des logiciels SIG commerciaux, libres et open source ([Steiniger et Bocher 2009](#); [Maurya et al. 2015](#)). Le tableau 3 donne les noms de quelques logiciels de chaque catégorie :

Tableau 3. Quelques logiciels SIG

Logiciels commerciaux		Logiciels libres et open source	
- ArcGIS	- MapInfo	- DIVA GIS	- GRASS GIS
- GeoConcept	- Géomédia	- GeoTools	- GMT
- ERDAS Imagine	- IDRISI	- Quantum GIS	- SavGIS

1.4.3. Les données

C'est le composant le plus important du système. Dans les SIG deux catégories de données sont utilisées ; données spatiales et non spatiales (attributaires ou alphanumériques) qui proviennent d'une ou plusieurs sources ([de By 2001](#)). C'est la prééminence d'une stratégie d'acquisition de données qui distingue les SIG des autres systèmes d'information. Dans les SIG, la plupart des données sont acquises de l'extérieur. Il est extrêmement rare qu'un organisme produise lui-même l'intégralité de son information géographique ([Joliveau 1996](#)).

L'intégration des données est une fonction clé des SIG, car elle permet d'élaborer de nouvelles informations, mais après intégration, il faut vérifier la qualité des données que gère le système. Cette qualité exige une bonne définition afin de réduire les risques de mauvaises utilisations ([Devilleers et al. 2004](#)).

Comme pour tout système d'information, la base de données est le cœur du SIG. Donc, les données doivent enfin être organisées de manière à être disponibles pour les utilisateurs et mises en relation entre elles lors d'interrogations plus ou moins complexes ([Joliveau 1996](#)).

1.4.4. Les méthodes

Un SIG réussi fonctionne selon un plan bien conçu, des règles commerciales, des procédures et des méthodes propres à chaque organisation. Pour être efficace, un SIG doit être associé à une stratégie globale, c'est-à-dire, de l'achat du matériel et logiciels jusqu'au personnel concerné.

1.4.5. Le personnel

Cela concerne les responsables, les professionnels, les utilisateurs, etc. Ils définissent les objectifs, assurent les tâches de numérisation et mise en œuvre, présentent et interprètent les résultats ([Raju 2006](#)). Une formation de base est plus que nécessaire

pour tous les utilisateurs du SIG et en fonction de la nature du travail à effectuer, les tâches demandant plus de précision et de patience doivent être confiées à un personnel plus expérimenté ([Khouma et al. 1996](#)). Sans des individus bien formés et un personnel adéquat, il est probable qu'un investissement dans des équipements et des données de pointe sera gaspillé ([Congalton et Green 1992](#)).

1.5. Les fonctions d'un SIG

Les fonctions du SIG comprennent : l'acquisition de données, l'affichage des données, la gestion des données, la recherche et l'analyse des données ([Dangermond 1983](#); [Shaw et Atkinson 1990](#)) :

1.5.1. L'acquisition de données

Il existe deux méthodes principales pour l'acquisition de données spatiales dans un SIG ; la saisie manuel (numérisation) et l'acquisition directe de données numériques :

- La saisie manuelle nécessite l'utilisation de matériel et de logiciels spécialisés. Selon le niveau de détail requis, la numérisation peut être un processus long et coûteux.
- L'acquisition directe de données numériques permet d'économiser du temps de saisie manuelle, mais elle est coûteuse et demande du temps pour la conversion dans un format compatible.

1.5.2. L'affichage de données

Pour communiquer les résultats des analyses aux utilisateurs, une sortie graphique claire et efficace est importante. Pour cette raison, les SIG incluent généralement la capacité d'afficher des cartes, des diagrammes, des graphiques et des informations tabulaires.

1.5.3. La gestion de données

Une fois saisies, les données doivent être stockées dans un format qui peut être facilement récupéré. Chaque couche de données est archivée au format numérique et sous la forme d'un plan référencé spatialement. L'ensemble des plans forment une base de données qui peut être interrogée.

1.5.4. La recherche de données

La recherche de données concerne une série de techniques impliquant l'extraction, l'interrogation et la manipulation des informations contenues dans un système d'information géographique organisé. Cela inclut : la navigation, fenêtrage, génération de

fenêtre de requête, requête spatiale sur plusieurs plans, extraction d'attributs et le résumé statistique.

1.5.5. L'analyse de données

Il existe plusieurs procédures et techniques d'analyse spatiale qui peuvent améliorer la fonctionnalité d'analyse et de modélisation des systèmes d'information géographique. Sept types fondamentaux et génériques d'opérations d'analyse spatiale peuvent être distingués ([Goodchild 1987](#); [Fischer et Nijkamp 1992](#)) :

- Opérations nécessitant l'accès uniquement aux attributs d'une classe d'objets ;
- Opérations nécessitant l'accès uniquement aux informations de localisation d'une classe d'objets ;
- Opérations nécessitant l'accès à la fois aux attributs et aux informations de localisation d'une classe d'objets ;
- Opérations qui créent des paires d'objets à partir d'une ou plusieurs classes d'objets
- Opérations qui analysent les attributs des paires d'objets ;
- Opérations qui nécessitent l'accès aux attributs et aux informations de localisation pour plus d'une classe d'objets ou de paires d'objets ;
- Opérations qui créent une nouvelle classe à partir d'une ou plusieurs classes d'objets existantes.

6. L'interopérabilité des SIG (standardisation)

Le terme « interopérabilité » a plusieurs significations, mais il y a un consensus sur la capacité de passer facilement d'un système à un autre. Plus explicitement, l'interopérabilité peut également être définie comme la capacité technique des applications logicielles à coopérer sans conflits (ni de systèmes, ni de contenus) entre plusieurs organisations ([Laurini et al. 2009](#)).

Beaucoup de SIG fonctionnent partout dans le monde, notamment dans les administrations. L'un des problèmes est de les faire coopérer, notamment au niveau des données (exemple : une institution veut profiter des données d'une autre). Ce problème est identifié comme l'interopérabilité des SIG ([Sondheim et al. 2005](#)). L'idée est de partager non seulement des données hétérogènes (de diverses sources) et de grandes masses mais aussi des programmes et des services. Cela conduit notamment à adopter des formats d'échange communs, des conversions, des interfaces communes et des modèles de bases de données communs.

2. LA TELEDETECTION

2.1. Définition

La télédétection peut se définir comme la science et l'art d'obtenir l'information sur un objet, une surface, ou un phénomène via l'analyse de données acquises par un instrument qui n'est pas en contact avec l'objet, la surface, ou le phénomène étudié ([Lillesand et Kiefer 2000](#)). Elle englobe tout le processus qui consiste à capter et à enregistrer l'énergie d'un rayonnement électromagnétique (REM) émis ou réfléchi, à traiter et à analyser l'information, pour ensuite mettre en application cette information ([CCT 2016](#)).

2.2. Rayonnement et spectre électromagnétique

Les rayonnements sont des ondes électromagnétiques, transportant de l'énergie, qui se propagent sans atténuation dans le vide ([Girard et Girard 2017](#)). Le REM peut être décrit de manière corpusculaire comme la propagation de photons, ou de manière ondulatoire comme une onde électromagnétique. Il se manifeste sous la forme d'un champ électrique couplé à un champ magnétique (figure 11). Les deux composants interagissent ; une instance d'énergie d'onde électrique positive coïncide avec un moment d'énergie magnétique négative ([Tempfli et al. 2009](#)).

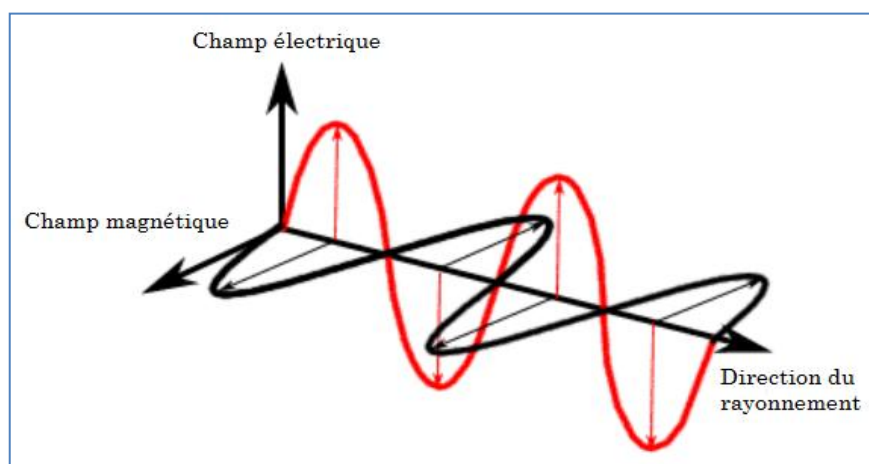


Figure 11. Les deux composantes oscillantes du REM ([Source : CCT 2016, modifié](#)).

Le spectre électromagnétique (SEM) est le classement des rayonnements électromagnétiques par fréquence et longueur d'onde dans le vide. Il s'étend de zéro à l'infini. Selon les longueurs d'ondes et les fréquences correspondantes, on le divise en plusieurs grandes classes ou domaines (figure 12).

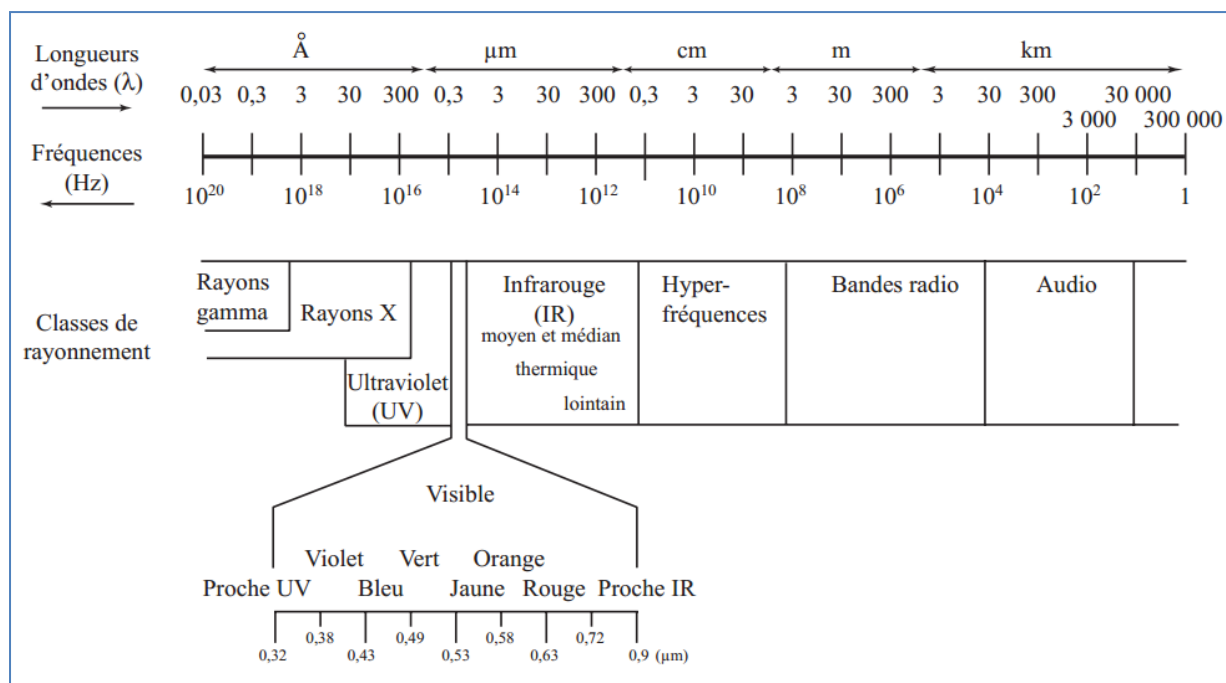


Figure 12. Spectre électromagnétique et classes de rayonnement (Source : Provencher et Dubois 2007).

2.3. Principe de la télédétection

Un système de télédétection comprend : un vecteur (support du capteur), un ou plusieurs capteurs, et un ensemble de moyens de contrôle du système et d'exploitation des données acquises (Gérard *et al.* 2005). Le principe fondamental de la télédétection est similaire à celui de la vision de l'homme. D'une manière générale, la télédétection est le fruit de l'interaction entre trois éléments fondamentaux : une source d'énergie, une cible et un capteur. Plus en détail, le principe de la télédétection peut être schématiser en sept étapes clés (figure 13) :

- A** - Production du rayonnement par une source d'énergie ;
- B** - Interaction du rayonnement avec l'atmosphère ;
- C** - Interaction du rayonnement avec la cible ;
- D** - L'enregistrement de l'énergie par le capteur ;
- E** - Transmission et traitement ;
- F** - Interprétation et analyse ;
- G** - Application.

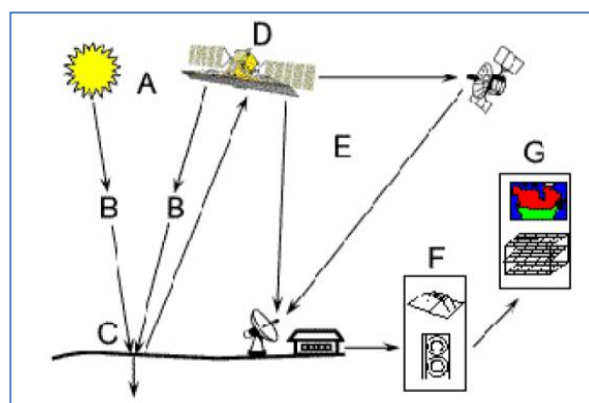


Figure 13. Les sept étapes clés de la télédétection (Source : CCT 2016).

2.4. Détection passive et active

Nous distinguons classiquement la télédétection passive et la télédétection active (figure 14). La télédétection est dite passive, quand les mesures dépendent d'une source d'énergie externe, telle que le soleil. C'est à dire que le capteur joue un rôle unique (la réception). En télédétection active, le capteur joue un double rôle et il est émetteur et récepteur, donc il émet lui-même l'onde nécessaire à la mesure. La télédétection passive est plus simple à mettre en œuvre que la télédétection active ([Dabas et Flamant 2002](#)).

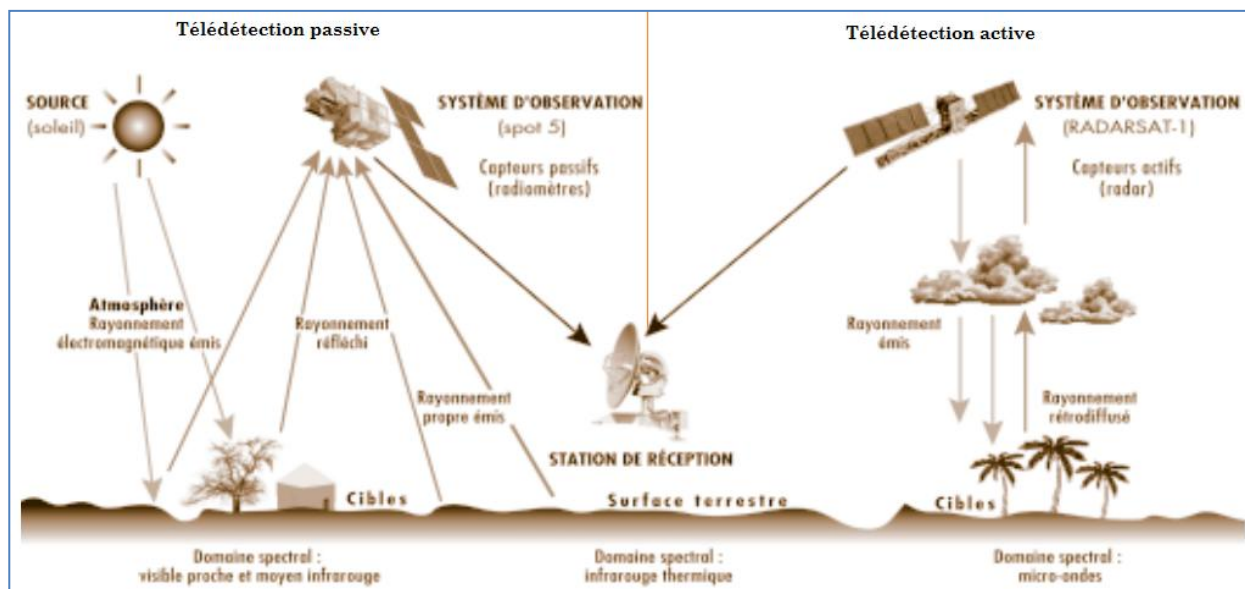


Figure 14. Télédétection passive et active ([Source : Gérard *et al.* 2005, modifié](#)).

2.5. Interactions du REM avec l'atmosphère et la surface terrestre

Le rayonnement émis par le Soleil, soit le rayonnement incident, se propage de façon relativement libre jusqu'à ce qu'il atteigne l'atmosphère terrestre. A ce niveau, trois interactions se produisent (figure 15). Il s'agit de l'absorption (25 %), la diffusion (25 %) et la transmission (50 %) ([Desjardins 2000](#)). Il y a trois types de diffusion : la diffusion de Rayleigh, la diffusion de Mie et une diffusion dite non sélective ([Girard et Girard 2017](#)).

En télédétection optique, les capteurs terrestres ou spatiaux, mesurent le REM émis par le Soleil et ayant interagi avec une cible ([Jacquemoud 2006](#)). Lorsque le REM atteint la surface de la Terre, il est soit absorbé, transmis ou réfléchi selon des modalités extrêmement variées ([Tempfli *et al.* 2009](#)) :

- *L'absorptance* est le rapport du rayonnement absorbé au rayonnement incident.
- La *transmittance* est le rapport du rayonnement transmis au rayonnement incident.
- La *reflectance* (albédo) est le rapport du rayonnement réfléchi au rayonnement incident. Un corps qui absorbe intégralement le rayonnement qu'il reçoit est un *corps noir*.

Selon le principe de conservation de l'énergie, à chaque instant, l'énergie incidente est égale à la somme des énergies réfléchie, transmise et absorbée (Jacquemoud 2006), donc :

$$E_{\text{incidente}} = E_{\text{réfléchie}} + E_{\text{transmise}} + E_{\text{absorbée}} \Rightarrow R + T + A = 1$$

Ces trois modes d'interaction définissent les propriétés optiques de la cible. Il est à noter que l'énergie réfléchie par la surface terrestre souffre également de la diffusion et de l'absorption dans l'atmosphère avant d'atteindre le capteur à distance (Caloz et Collet 2001; Tempfli et al. 2009).

2.6. Signatures spectrales des objets

La télédétection ne permet de capter que les signatures spectrales des objets à la surface terrestre (Desjardins 2000). La signature spectrale correspond aux valeurs moyennées de la réflectance spectrale des objets sur différents intervalles de longueurs d'ondes bien définis par lesquelles ils peuvent être distingués (Aggarwal 2004). Les signatures spectrales varient en fonction de plusieurs paramètres (l'élévation solaire, l'angle de visée et la précision spatiale et spectrale du capteur) et en théorie, il n'y a pas de signatures spectrales qui soient parfaitement identiques au même titre que les empreintes digitales des êtres humains (Price 1994; Desjardins 2000). Elles peuvent être classées en trois grandes catégories : l'eau, la végétation et les surfaces minérales (figure 16).

Des bibliothèques et des bases de données renfermant des signatures spectrales théoriques des objets, ont été développées et mises en ligne afin de faciliter la tâche des utilisateurs de la télédétection (Ruby et Fischer 2002; Goswami et Matharasi 2015).

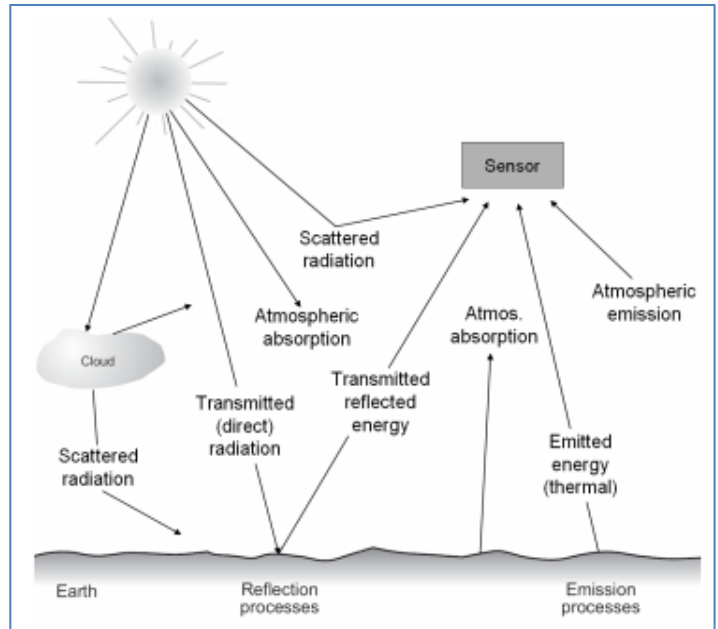


Figure 15. Interactions du rayonnement avec l'atmosphère et la surface de la Terre (Source : Tempfli et al. 2009).

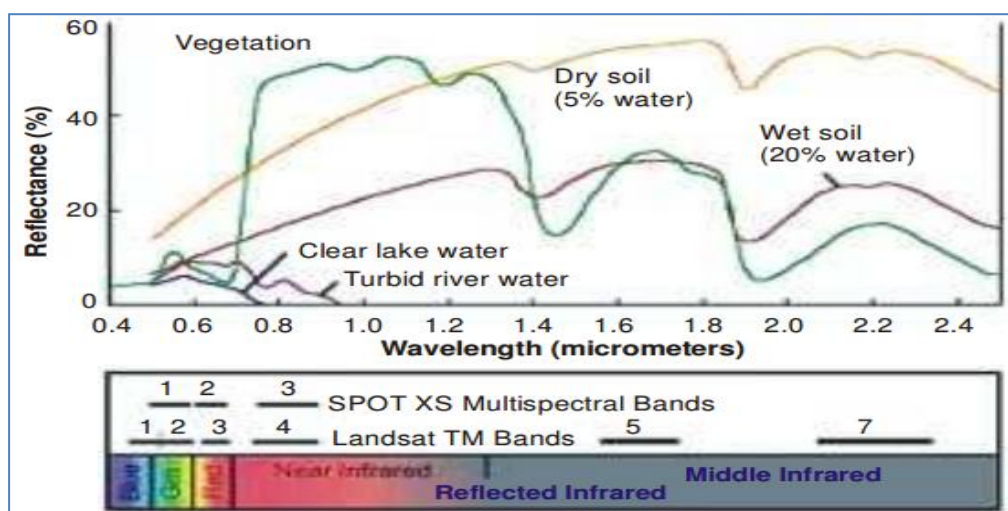


Figure 16. Courbes de signatures spectrales typiques de la végétation, du sol et de l'eau ([Source : Aggarwal 2004](#)).

2.7. Les satellites et capteurs de télédétection

Les satellites artificiels peuvent être classés, selon leur géométrie orbitale et leur synchronisation. Les trois types d'orbites utilisés en télédétection sont : l'orbite géostationnaire, héliosynchrone et équatorial mais la plupart des satellites de télédétection sont héliosynchrones. En général, les orbites sont définies par l'altitude, l'orientation et la rotation de la Terre. La mise en orbite et l'embarquement d'un ou plusieurs capteurs sur le satellite, lui confère la capacité d'avoir une fauchée au sol (tableau 4) et quatre types de résolutions en télédétection passive ([Zhu et al. 2018](#)).

2.7.1. La résolution spectrale est le degré de différenciation de la réponse spectrale d'un capteur. Elle varie d'un capteur à l'autre et détermine le nombre de bandes qu'un capteur peut détecter ([Caloz et Collet 2001](#); [Thenkabail 2015](#)).

Tableau 4. Quelques satellites de télédétection

Satellite	Alsat-2B	Landsat-8	Spot-7	Sentinel-5P
Pays/continent	Algérie	Etats-Unis	France	Europe
Date de lancement	26 septembre 2016	11 février 2013	30 juin 2014	13 octobre 2017
Altitude	670 Km	705 km	694 km	824 km
Type d'orbite	héliosynchrone	héliosynchrone	héliosynchrone	héliosynchrone
Capteurs	NAOMI	OLI, TIRS	NAOMI	TROPOMI
Fauchée au sol	17.5 km	185 km	60 km	2670 km

2.7.2. La résolution spatiale est, par définition, la taille du plus petit élément qu'il est possible de distinguer sur l'image (la taille du pixel). Plus la résolution spatiale est fine, plus la fauchée du capteur est limitée ([CCT 2016](#)).

2.7.3. La résolution radiométrique d'un capteur correspond à sa capacité à discriminer des petites variations d'énergie électromagnétique. C'est le nombre de bits utilisés pour enregistrer l'image. Une résolution radiométrique élevée nécessite plus de capacité de stockage mais elle a le grand avantage d'offrir des données avec un contenu informatif plus élevé ([Tempfli et al. 2009](#)).

2.7.4. La résolution temporelle du capteur (répétitivité) fait référence à son temps de revisite (ou pour repasser au-dessus de la même zone). C'est à dire, au temps que met le satellite pour effectuer un cycle d'orbite complet autour de la Terre ([Thenkabail 2015](#)).

Il existe différents types de capteurs de télédétection produisant plusieurs types de données. Ces données peuvent être utilisées dans un grand nombre d'applications dans divers domaines. Un capteur est porté par une plateforme terrestre, marine, aérienne ou spatiale (annexe IIb). Il se compose d'un dispositif de collecte, de détection et celui d'enregistrement ([Cazenave 1978](#); [Dureau et Weber 1995](#)). Les capteurs de télédétection spatiale peuvent être classés en capteurs imageurs et non-imageurs ([Zhu et al. 2018](#)). Selon leurs caractéristiques spectrales, les capteurs imageurs comprennent les capteurs optiques, les capteurs thermiques et les capteurs radar (figure 17).

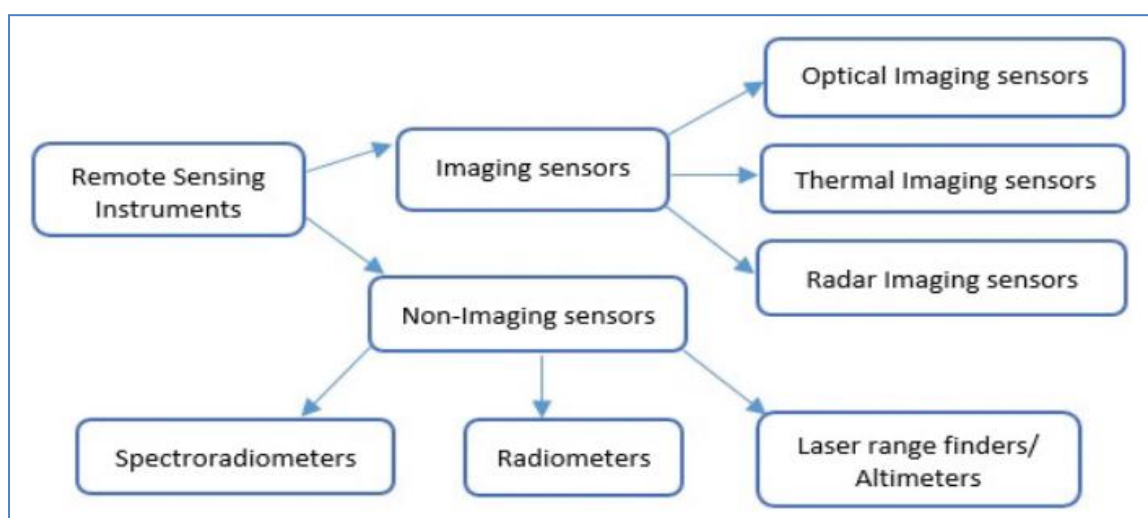


Figure 17. Classification des capteurs utilisés en télédétection spatiale ([Source : Zhu et al. 2018](#)).

Les capteurs ont été conçus en fonction des longueurs d'ondes du spectre électromagnétique auxquelles ils sont sensibles. La figure 18 illustre le cas des capteurs imageurs.

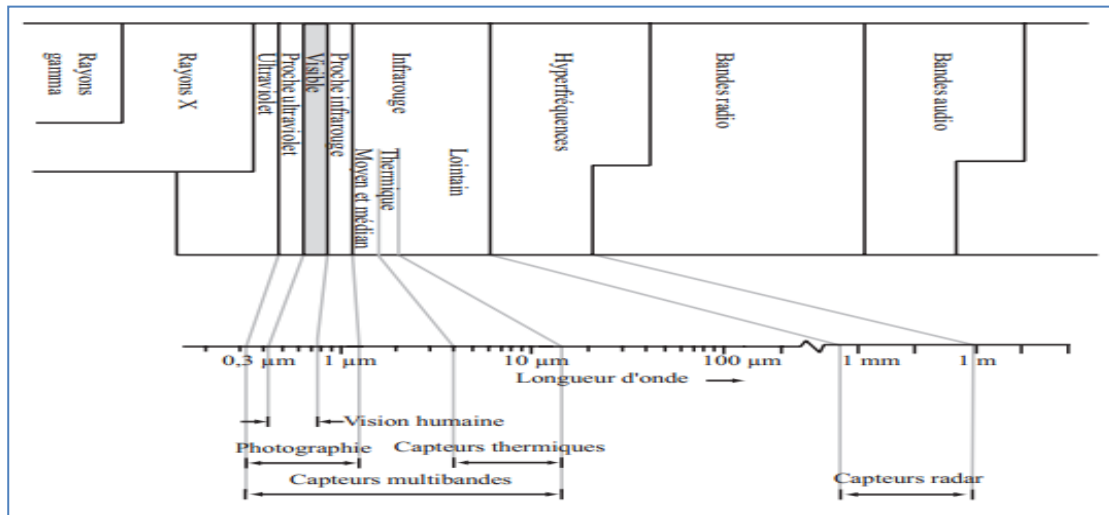


Figure 18. Catégories de capteurs en fonction des longueurs d'ondes ([Source : Provencher et Dubois 2007, modifié](#)).

Les capteurs satellitaires optiques fonctionnent dans les domaines visible et Infrarouge (IR). Les systèmes d'imagerie optique typiques embarqués sur les plateformes spatiales comprennent : le système panchromatique, le système multispectrale et le système hyperspectrale ([Zhu et al. 2018](#)).

- Dans un système panchromatique, le capteur est un détecteur à canal monospectral qui est sensible au rayonnement dans une large gamme de longueurs d'onde.
- Un capteur multispectral est un détecteur multicanal avec quelques bandes spectrales. Chaque canal est sensible au rayonnement dans une bande de longueur d'onde étroite.
- Un capteur hyperspectral collecte et traite des informations de 10 à plus de 100 bandes spectrales.

Nous focalisons dans ce chapitre sur le système multispectrale. Le système de satellites le plus ancien au monde pour la télédétection optique (pour le système multispectral en particulier) à résolution modérée pour les terres, les zones côtières et les eaux peu profondes est le système Landsat (Land Satellite). La série Landsat est une entreprise conjointe de l'USGS (institut d'études géologiques des États-Unis) et de la NASA (administration nationale de l'aéronautique et de l'espace) pour l'observation de la Terre. La première mission Landsat a été lancée en 1972 et a été le premier satellite d'observation de la Terre. Il a été rapidement suivi par des successeurs, mais le satellite Landsat 6 n'a

pas réussi à atteindre son orbite et la communication avec le satellite n'a jamais été établie. La série se poursuit à ce jour (Landsat 9 en cours), faisant du Landsat le plus long programme d'imagerie continue de l'histoire de la Terre. Le tableau 5 donne les caractéristiques des différents capteurs de la série Landsat.

Tableau 5. Capteurs de la série Landsat et leurs caractéristiques ([Source : Banskota et al. 2014](#))

Capteurs	Bandes		Longueur d'onde	Résolution (mètre)	Années d'acquisition
Multispectral Scanner (MSS)	Landsat 1-3	Landsat 4-5			1972-2001
	Band 4	Band 1	0.5-0.6	60	
	Band 5	Band 2	0.6-0.7	60	
	Band 6	Band 3	0.7-0.8	60	
	Band 7	Band 4	0.8-1.1	60	
Thematic Mapper (TM)	Landsat 4-5	Band 1	0.45-0.52	30	1984-2012
		Band 2	0.52-0.60	30	
		Band 3	0.63-0.69	30	
		Band 4	0.76-0.90	30	
		Band 5	1.55-1.75	30	
		Band 6	10.40-12.50	120	
		Band 7	2.08-2.35	30	
Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+)	Landsat 7	Band 1	0.45-0.52	30	1999-En cours
		Band 2	0.52-0.60	30	
		Band 3	0.63-0.69	30	
		Band 4	0.76-0.90	30	
		Band 5	1.55-1.75	30	
		Band 6	10.40-12.50	60	
		Band 7	2.08-2.35	30	
		Band 8	0.52-0.90	15	
Operational Land Imager (OLI) and Thermal Infrared Sensor (TIRS)	Landsat 8	Band 1	0.43-0.45	30	2013-En cours
		Band 2	0.45-0.51	30	
		Band 3	0.53-0.59	30	
		Band 4	0.64-0.67	30	
		Band 5	0.85-0.88	30	
		Band 6	0.85-0.88	30	
		Band 7	2.11-2.29	30	
		Band 8	0.50-0.68	15	
		Band 9	1.36-1.38	30	
		Band 10	10.60-11.19	100	
		Band 11	11.50-12.51	100	

2.8. L'image numérique de télédétection optique

Le capteur et le vecteur définissent le système d'acquisition des données en télédétection. Les systèmes les plus connus sont ([Dureau et Weber 1995](#)) :

- émulsion photographique + avion : photographies aériennes ;
- radiomètre + satellite : images satellite ;
- radar + avion ou satellite : images radar.

L'image de télédétection tant aérienne que satellitaire est sans doute le modèle visuel le plus fidèle, le plus riche de l'espace géographique. Elle correspond à une source d'informations précise sur l'occupation du sol ainsi que sur les phénomènes se déroulant à la surface terrestre ([Caloz et Collet 2001](#)).

Pour Larousse, l'image se définit comme une représentation d'un être ou d'une chose par les arts graphiques ou plastiques, la photographie, le film, etc. Une image analogique ne contient que des mesures relatives de luminance exprimées par des tons de gris. Une image numérique est composée de plusieurs points d'image appelés aussi pixels (picture element). Ces points d'image ont des coordonnées spatiales qui indiquent la position des points dans l'image, et des valeurs d'intensité lumineuse ou niveaux de gris (figure 19) comprises entre 0 et 255 ([Zhou et al. 2010](#)), appelés aussi Comptes Numériques. Les images issues de la télédétection optique n'échappent pas à la règle, et le nombre de bandes spectrale est important ([Zhu et al. 2018](#)) :

- Dans le mode panchromatique, l'image est en noir et blanc ou en niveaux de gris.

- Dans le mode multispectral, l'image résultante est une image multicouche ou multibandes (figure 19) qui contient à la fois la luminosité et les informations spectrales (couleur) des cibles observées.

- Comme pour le mode précédent, en mode hyperspectral, l'image est constituée d'un ensemble d'images. Chaque bande spectrale (canal) étroite forme une image. Les images résultantes peuvent être utilisées pour reconnaître des objets, identifier des matériaux et détecter des composants élémentaires.

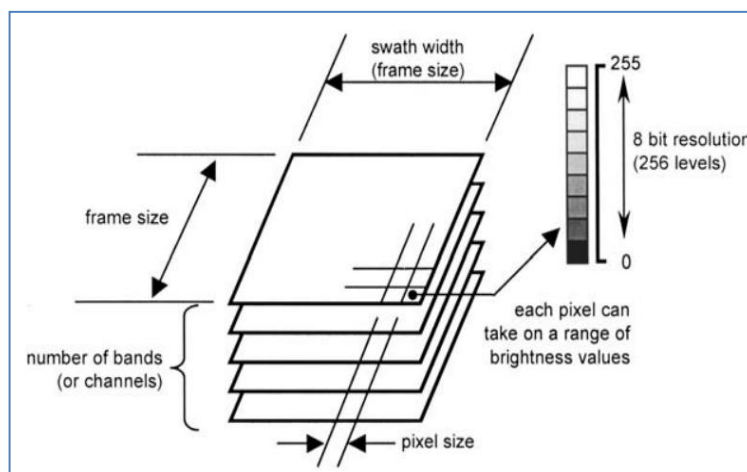


Figure 19. Caractéristiques techniques d'une image numérique ([Source : Richards et Jia 2006](#)).

2.8.1. Le Compte Numérique (CN)

Quand le signal électrique analogique est échantillonné et converti (conversion analogique-numérique), la sortie étant un CN (Digital Number) qui est ensuite enregistré. Le CN est un nombre entier dans une plage fixe ([Tempfli et al. 2009](#)). Les capteurs les plus anciens ont utilisé un enregistrement sur 8 bits, ce qui permet une différenciation de la luminance en $2^8 = 256$ niveaux, c'est-à-dire des CN compris entre 0 et 255. Un CN = 0 représente le seuil de sensibilité du capteur et un CN = 255 constitue le niveau de saturation du capteur, ce qui correspond à la luminance produite par une surface couverte de neige fraîchement tombée ([Caloz et Collet 2001](#)). D'autres capteurs récents, permettent une différenciation plus importante de la luminance, par exemple : WorldView-1 (lancé en

2007) enregistre avec une résolution radiométrique de 11 bits ($2^{11} = 2048$) et MSI de Sentinel-2A (lancé en 2015) enregistre avec une résolution radiométrique de 12 bits ($2^{12} = 4096$).

2.8.2. La composition colorée

L'impression de couleurs, sur un écran d'ordinateur est obtenue selon le principe des "couleurs additives", alors que sur papier s'applique le principe des "couleurs soustractives" ([Girard et Girard 2017](#)). Les couleurs primaires additives sont : le bleu, le vert et le rouge. Elles sont combinées pour produire des couleurs secondaires : jaune, magenta et cyan (le noir est constitué par la combinaison des trois). En télédétection, la composition colorée est le fait d'affecter les trois couleurs primaires à trois images correspondant aux bandes spectrales ([Caloz et Collet 2001](#)) dont il est possible d'identifier certains types de milieux. En effet, nous distinguons deux types d'images issues de cette composition: images en vraies couleurs (couleurs naturelles) et images en fausses couleurs (figure 20).

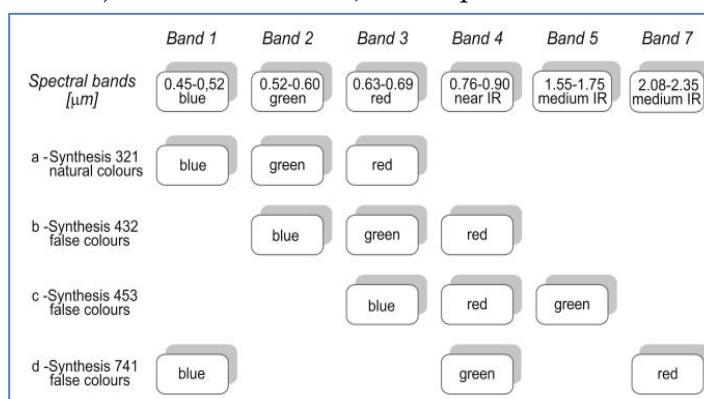


Figure 20. Compositions colorées les plus utilisées de Landsat TM & ETM+ ([Source : Gomasca 2009](#)).

2.9. Traitement des images satellitaires

"Le traitement d'image numérique est la technologie consistant à appliquer un certain nombre d'algorithmes informatiques pour traiter des images numériques. Les résultats peuvent être soit des images, soit un ensemble de caractéristiques représentatives des images originales" ([Zhou et al. 2010](#)). Avant d'extraire des informations utiles de l'image satellitaire, plusieurs modes de traitements s'imposent. Ces traitements varient en fonction du type de l'image et ils ont pour objectifs : de corriger l'image satellitaire, d'améliorer sa qualité visuelle ainsi que de faciliter la recherche et l'extraction d'informations de celle-ci. La finalité étant la compréhension et la modélisation de phénomènes qui se déroulent à la surface terrestre ([Deshayes et Maurel 1990](#); [Desjardins 2000](#); [Lillesand et Kiefer 2000](#); [Caloz et Collet 2001](#)).

Nous donnons dans le tableau 6 une simple description et quelques techniques liées à chaque mode de traitement :

Tableau 6. Principaux modes de traitement d'images satellitaires

Mode de traitement		Buts recherchés	Quelques techniques
Prétraitement (corrections)	Corrections radiométriques	Correction de l'image à cause des imperfections du capteur, des particularités de la scène et les perturbations atmosphériques	- Corrections radiométriques basées sur des invariants - Corrections radiométriques par modélisation des conditions atmosphériques
	Corrections géométriques	Correction de l'image des distorsions géométriques d'ordre systématique ou non	- Rééchantillonnage par assignation de la luminance - Rééchantillonnage par interpolation bilinéaire
Rehaussement de l'image		Améliorer l'apparence de l'image par éliminer les patrons spatiaux spécifiques sur l'image et pour augmenter la distinction des tons	- Rehaussement par modification de contraste - Rehaussement par filtres spatiaux
Transformations d'images		Elles s'appliquent aux images multibandes pour combiner et transformer les bandes originales en de nouvelles images en montrant certains éléments de la scène afin de mieux représenter l'information de l'imagerie	- Analyse en composantes principales - Le modèle « Tasseled Cap »
Fusion d'images		Combiner les canaux d'une image multibandes avec une image panchromatique afin de garder les avantages des deux	- IHS (Intensity, Hue, Saturation) - HPF (high pass filter)

2.10. Extraction d'informations à partir des images satellitaires

Lorsque l'image satellitaire est traitée, deux approches sont possibles pour tenter d'en extraire des informations :

- Extraction des l'informations basée sur l'interprétation visuelle de l'image : l'interprète tire des informations à grande échelle et ignore souvent les caractéristiques spatiales et radiométriques des images. Le succès de cette approche dépend de l'exploitation efficace par l'interprète des éléments spatiaux, spectraux et temporels présents dans les images ([Richards et Jia 2006](#)).

- Extraction des l'informations basée sur un traitement semi-automatique de l'image satellitaire : Cette approche implique l'utilisation d'un ordinateur pour examiner les pixels

de l'image, en fonction de leurs attributs, en vue de porter un jugement. Pour cela, elle s'appelle aussi "l'analyse quantitative" ([Tempfli et al. 2009](#)). Le recours à l'ordinateur permet d'agir sur l'image pour aider l'interprète, mais celui-ci doit conserver la maîtrise du processus ([Caloz et Collet 2001](#)).

Les deux approches sont souvent complémentaires. L'interprétation visuelle est considérablement facilitée si une analyse d'image numérique est appliquée préalablement, tandis que l'analyse quantitative dépend pour son succès des informations fournies par l'interprète ([Richards et Jia 2006](#)).

2.10.1. Analyse quantitative des images satellitaires

Pour l'analyse numérique, une image est considérée comme une population statistique, plus précisément comme une réalisation d'un processus aléatoire discret. Donc, Elle est caractérisée par des descripteurs (graphiques et numériques) ayant pour fonction de produire des repères afin d'orienter les traitements nécessaires à son exploitation ([Cocquerez et Philipp, 1995 in Caloz et Collet 2001](#)). Pour les images de la télédétection, cela implique le recours aux fonctions développées en analyse numérique et en statistique implémentées dans des logiciels spécialisés, particulièrement des logiciels SIG ([Chan 2011](#)).

Les méthodes et les techniques d'analyse d'image satellitaires diffèrent principalement en fonction du type de l'image (optique ou radar) et des applications de l'imagerie (détection de changements, analyse de séries temporelles, etc.) ([Hillion et al. 1989](#); [Wilmet 1995](#); [Ma et al. 2019](#)). Les techniques de "Classification" sont de loin les plus appliquées pour les images multispectrales ([Cheng et al. 2017](#)).

2.10.2. Méthodes et techniques de classification des images satellitaires

L'objectif principal de la classification est de catégoriser automatiquement tous les pixels d'une image en classes ou thèmes. Le "classificateur" fait référence au programme informatique qui implémente une procédure spécifique pour la classification d'image ([Lillesand et Kiefer 2000](#)). Les classificateurs se basent sur les propriétés des pixels ou objets appelées « attributs discriminants ». Ces attributs permettent de différencier les objets ou pixels correspondant aux différentes classes thématiques à identifier dans l'image ([Jensen 2005 in Bonnet et al. 2011](#)).

Au fil du temps, les scientifiques ont conçu plusieurs techniques de classification. Il existe, grossièrement, trois méthodes de classifications : manuelle, automatique et hybride (figure 21). La seconde méthode est subdivisée en deux, classification supervisée et non supervisée ([Abburu et Golla 2015](#)).

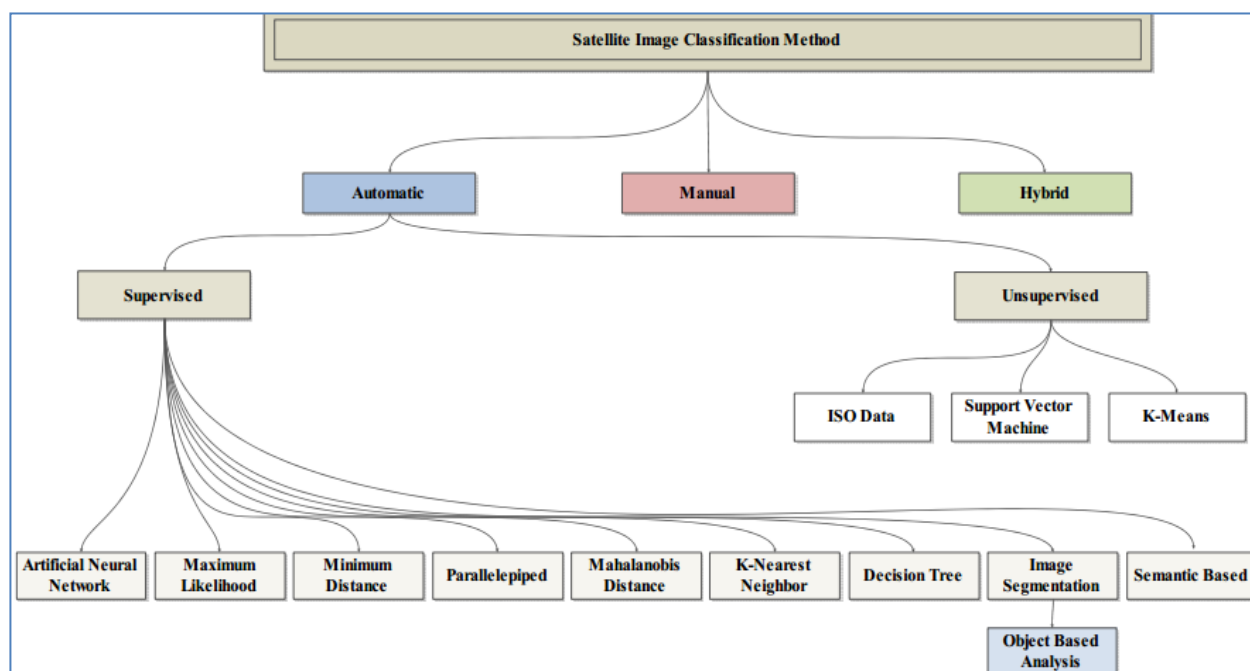


Figure 21. Hiérarchie des méthodes de classification des images satellitaires ([Source : Abburu et Golla 2015](#)).

Quant aux techniques de classification, plusieurs classifications ont été faites ([Lu et Weng 2007](#); [Bruzzone et Demir 2014](#)). Selon le type d'information utilisé par le pixel, elles peuvent être classées en trois catégories majeures : techniques basées sur le pixel, basées sur le sub-pixel et basées sur l'objet.

2.10.3. Les séries chronologiques (temporelles) d'images satellitaires

Les séries chronologiques des données de télédétection optique sont beaucoup plus associées aux capteurs à moyenne et faible résolution spatiale (de 30 m à 1 km) avec une couverture mondiale ou quasi mondiale, tel que MSS, TM, ETM+, AVHRR et MODIS. Les analyses de séries chronologiques sont appliquées à une grande variété de variables basées sur la télédétection : des bandes spectrales individuelles, des indices dérivés et des paramètres biophysiques ([Hostert et al. 2015](#)). Les indices de végétation sont les plus couramment utilisés pour caractériser la dynamique de la végétation à différentes échelles et ils sont appliqués plus particulièrement pour détecter les changements dues aux perturbations causées par les insectes, les incendies etc. Il reste que le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) est de loin le plus utilisé ([Xue et Su 2017](#)).

3. LES MODELES DE DISTRIBUTION DES ESPECES (SDMs)

La période de l'anthropocène a été marquée par une réduction importante du couvert forestier, ce qui a engendré une fragmentation des habitats et une perte considérable de la biodiversité ([Bengston et Dockry 2014](#); [Kelly et al. 2020](#)). Depuis la moitié du siècle dernier plusieurs approches et techniques ont été développés, contribuant à résoudre les problèmes écologiques de cette période. La modélisation écologique et biogéographique sont considérées comme les plus importants outils utilisés pour résoudre de telle problèmes ([Brown et Lomolino 1998](#); [Jørgensen et Bendoricchio 2001](#); [Rangel et Diniz-Filho 2013](#)).

Un modèle est une abstraction de la réalité et une image simplifiée de celle-ci pour résoudre un problème bien définie ([Byl 2003](#)). Le développement de l'informatique a conduit à une accentuation de l'application de la modélisation dans plusieurs domaines, y compris l'écologie ([Jackson et al. 2000](#)). Les capacités de traitement des données ainsi que les possibilités de simulation qu'a pu offrir les ordinateurs ont beaucoup contribué pour le développement de modèles en écologie, particulièrement ceux basés sur les analyses spatiales ([Rangel et Diniz-Filho 2013](#)). Par ailleurs, le développement de techniques et de données nouvelles et améliorées adaptées pour répondre au besoin croissant d'informations sur la répartition géographique de la biodiversité (télédétection, systèmes de positionnement, systèmes d'information géographique et méthodes d'apprentissage statistique) a conduit à un usage et un progrès sans précédent de la modélisation de la distribution des espèces "Species Distribution Modelling : SDM" ([Franklin 2010](#)). Cette dernière, est considérée aujourd'hui comme l'un des moyens les plus efficaces pour résoudre les problèmes de conservation, de restauration et de reboisement ([Pearson 2010](#); [Pecchi et al. 2019](#)).

3.1. Définition

La modélisation de la distribution des espèces est une méthodologie (un ensemble de procédures, de définitions et de techniques) construite sur la base de concepts écologiques et biogéographiques pour comprendre la relation entre la distribution des espèces (ou d'autres variables de réponse biotique décrivant des aspects de la biodiversité) et l'environnement physique ou abiotique ([Elith et Franklin 2013](#)). Les modèles de distribution des espèces (SDMs) sont des modèles quantitatifs et empiriques des relations espèce-environnement, généralement développés à l'aide des données de localisation des espèces (abondance, occurrence) et des variables environnementales (traitées à l'aide des SIG) supposées influencer la distribution des espèces ([Franklin 2010](#); [Miller 2010](#)).

3.2. Synonymes (ou presque)

Liés à la niche :

- Ecological niche models (modèles de niche écologique)
- Species niche models (modèles de niche d'espèces)
- Niche-theory models (modèles de la théorie des niches)

Lié à l'habitat :

- Habitat suitability models (Modèles d'adéquation d'habitat)

Les deux expressions les plus utilisées dans la littérature sont "les modèles de distribution des espèces" et "les modèles de niche écologique" ([Peterson et Soberón 2012](#)). Cependant, dans des situations où l'accent est mis sur la compréhension des conditions qui permettent la persistance des populations de l'espèce étudiée "les modèles de niche écologique" est utilisée et "les modèles de distribution des espèces" est utilisée dans des situations de mise en évidence de la prédiction de la répartition géographique de l'espèce ([Peterson et al. 2016](#)). Toutefois, "les modèles de distribution des espèces" est préférée (ou la modélisation de la distribution des espèces) car elle décrit plus précisément le processus de modélisation et le modèle résultant ([Franklin 2010](#); [Elith et Franklin 2013](#)).

3.3. Importance et utilisations de la modélisation de la distribution des espèces

Les informations sur la distribution des espèces, la cartographie ainsi que la modélisation de celle-ci sont des éléments importants pour la prise de décision en gestion des terres. Cette dernière peut inclure la protection des espèces, la réintroduction d'espèces et la prédiction des impacts possibles de l'utilisation des terres ou des changements climatiques ([Aspinall et al. 1998](#); [Sofaer et al. 2019](#)). L'une des premières utilisations des SDMs concernant l'explication que ces modèles ou leurs prédictions cartographiques peuvent fournir ([Elith et Franklin 2013](#)). Nous donnons ici quelques utilisations des SMDs en écologie, en biogéographie et en biologie de la conservation ([Guisan et Thuiller 2005](#); [Franklin 2010](#); [Pearson 2010 and references therein](#)) :

- Quantifier la niche environnementale des espèces
- Tester des hypothèses biogéographiques, écologiques et évolutives
- Explorer les mécanismes de spéciation
- Modélisation des assemblages d'espèces (biodiversité, composition) à partir de prédictions d'espèces individuelles
- Comparaison des paléodistributions et phylogéographies
- Évaluation des risques d'invasion des espèces
- Anticiper les changements de distribution des espèces

- Suggérer des sites non inventoriés à fort potentiel d'occurrence pour les espèces rares
- Orienter les prospections de terrain pour accélérer la découverte d'espèces inconnues
- Localiser les habitats à protéger en priorité
- Planification de la conservation et la sélection des sites pour les réserves

3.4. Niches et distributions

Le terme « niche » recouvre plusieurs significations sous une seule étiquette ([Peterson et al. 2011](#)). C'est un concept central et l'un des vocables les plus utilisés en écologie et en biogéographie ([Lamotte 1979](#); [Pocheville 2010](#)) mais pour des raisons différentes ([Ricklefs et Jenkins 2011](#)). L'absence d'une définition de consensus du concept sème la confusion dans la littérature et complique la communication entre écologistes et décideurs ([Parentoni Martins 2017](#)).

Le concept de niche a été pressenti par Darwin et Wallace et ébauché par Roswell Johnson dès 1910 ([Blondel et Bourlière 1979](#)). En décrivant les niches de certaines espèces, Grinnell (1913) est le premier qui a inséré le concept dans un programme de recherche ([Pocheville 2010](#)). Quelques années après, en étudiant la distribution du Moqueur de Californie "*Toxostoma redivivum*", il entendait que la niche est tout ce qui conditionne l'existence d'une espèce à un endroit donné ([Grinnell 1917](#)). [Elton \(1927\)](#), a repris le concept pour entendre que la niche est essentiellement les relations qu'une espèce entretient avec sa nourriture et ses ennemis mais pas de l'espace qu'elle occupe dans un milieu donnée ([Lamotte 1979](#)). Ces deux visions de la niche (de Grinnell et d'Elton) ont permis de distinguer, respectivement, "la niche d'habitat" et "la niche fonctionnelle" ([Pocheville 2010 and references therein](#)). Selon ces deux visions, la niche est considérée comme un attribut de l'environnement. L'attribution des niches aux espèces par [Hutchinson \(1957\)](#) a fait une révolution, du fait de la séparation formelle du lieu physique de l'environnement. Cela s'exprime par la dualité d'Hutchinson ([Chase et Leibold 2003](#); [Colwell et Rangel 2009](#)). Ce dernier a formalisé avec rigueur les contours du concept de niche en le transformant en un outil de travail opérationnel ([Blondel et Bourlière 1979](#)). Hutchinson a appliqué une approche plus quantitative au concept comparativement à ce qui a été fait par Grinnell et Elton. Pour un organisme donné, il a explicitement défini un nombre (n) de facteurs limitants (par exemple, la température, les ressources) où la quantité de chaque facteur dont l'organisme a besoin pour exister peut alors être tracée dans un hypervolume à n dimensions. Donc, l'espace occupé à l'intérieur de l'hypervolume constitue l'éventail des conditions dans lesquelles une espèce pourrait exister ([Chase et Leibold 2003](#)).

Le formalisme de Hutchinson a permis la distinction entre "la niche fondamentale" et "la niche réalisée" d'une espèce ([Soberón 2007](#)). La niche fondamentale correspond à

l'ensemble des conditions environnementales abiotiques dans lesquelles une espèce est capable de persister indéfiniment, alors que la niche réalisée est une partie de la niche fondamentale qui est contrainte par les interactions avec d'autres espèces ([Hutchinson 1957](#)). Cette distinction est au cœur des SDMs ([Pulliam 2000](#); [Peterson et Soberón 2012](#)) dont les distributions actuelle et potentielle d'une espèce peuvent être représentées dans un espace géographique comme elle peuvent être représentées dans un espace environnemental. La figure 22 résume la relation entre la répartition hypothétique d'une espèce dans l'espace géographique et l'espace environnemental dont :

- A : est l'aire occupée par l'espèce mais cette dernière n'y a pas été détectée ;
- B : zone écologiquement adaptée à l'espèce, mais ne fait pas partie de la répartition actuelle. Peut-être parce que l'espèce n'a pas pu se disperser dans des environnements inappropriés pour atteindre cette zone ;
- C : l'aire se trouvant dans la distribution potentielle de l'espèce, mais n'est pas habitée. En raison, probablement, de la concurrence d'une autre espèce ;
- D : aire n'incluant aucune localité connue (les enregistrements d'occurrence observés peuvent ne pas identifier l'étendue complète de la niche occupée) ;
- E : aire identifiant les parties de la niche fondamentale qui sont inoccupées, par exemple en raison d'interactions biotiques ou de contraintes géographiques sur la dispersion de l'espèce.

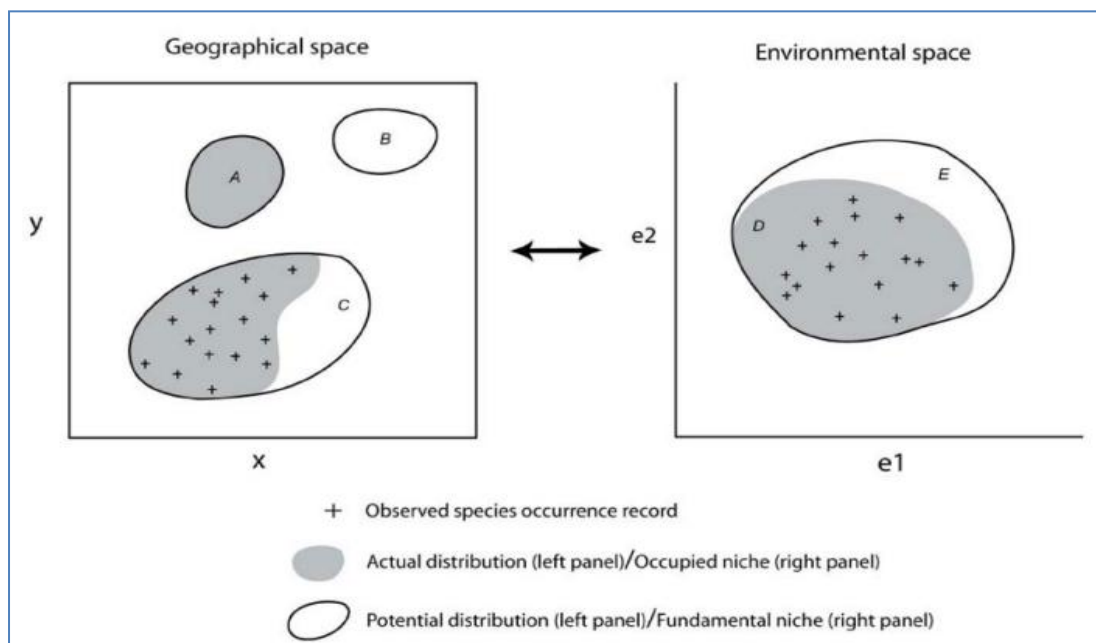


Figure 22. Illustration de la relation entre la répartition hypothétique d'une espèce dans l'espace géographique et l'espace environnemental. L'espace géographique fait référence à l'emplacement spatial tel qu'il est couramment référencé à l'aide des coordonnées x et y. L'espace environnemental fait référence à la niche à n dimensions de Hutchinson, illustrée ici pour simplifier en seulement deux dimensions (définies par deux facteurs environnementaux, e1 et e2), ([Source : Pearson 2010](#))

3.5. Approches de modélisation de la distribution des espèces

Depuis que la détermination de où et dans quelles conditions une espèce se trouve est devenue le centre d'un intérêt de recherche important, trois grandes catégories de méthodes ont émergé par lesquelles les chercheurs ont abordé ces questions ([Peterson et al. 2016](#)) :

3.5.1. L'approche corrélative

Les modèles corrélatifs sont basés sur les associations environnementales issues d'analyses d'occurrences géographiques des espèces. Donc, ils utilisent les données d'occurrence des espèces et les variables environnementales pour une zone donnée afin de produire des cartes de probabilités d'occurrence ou d'adéquation environnementale relative à ces espèces ([Srivastava et al. 2019](#)).

L'approche corrélative est basée sur des observations qui incluent déjà les effets des interactions biotiques sur la distribution des espèces. Le défi pour cette approche consiste à éliminer les effets de ces mêmes interactions ([Soberón et Peterson 2005](#)). Cette approche est de loin la plus appliquée. Sa popularité revient en grande partie à la disponibilité croissante des données sur la biodiversité et des logiciels d'analyse en libre accès ([Peterson et al. 2016](#)).

3.5.2. L'approche mécaniste

Pour les modèles mécanistes, les besoins des espèces en terme de conditions environnementales sont basés sur les principes de la biophysique et de la physiologie ([Kearney et Porter 2009](#)). Donc, L'approche mécaniste utilise les caractéristiques fonctionnelles des espèces et elle est fondée sur des mesures directes de variables physiologiques mais elle ignore les interactions biotiques ([Soberón et Peterson 2005](#)). Le besoin de données expérimentales exhaustives et détaillées sur les traits fonctionnels des espèces constitue un défi majeur pour les modèles mécanistes ([Srivastava et al. 2019](#)).

3.5.3. L'approche hybride

Chacune des deux approches (corrélative et mécaniste) présente des points forts et des défauts ([Kearney et Porter 2009](#); [Peterson et al. 2016](#)) et il y avait plusieurs tentatives pour combiner les deux ([Rougier et al. 2015](#); [Peterson et al. 2016 and references therein](#)). Le tableau 7 donne quelques avantages et inconvénients de chacune. Bien que les observations de l'approche corrélative incluent les effets des interactions biotiques sur la distribution des espèces, il reste que la prise en considération de ces interactions dans les modèles des deux approches constitue le plus grand défi ([Wisn et al. 2013](#)).

Tableau 7. Avantages et inconvénients des approches corrélative et mécaniste

Approche	Avantages	Inconvénients
Approche corrélative	- Faible besoin en données d'entrée - Pragmatique, parce que les paramètres sont estimés à partir d'un seul ensemble de données dans un cadre analytique unique - Evite les hypothèses de niche unique des modèles mécanistes et peut incorporer les effets de nombreux facteurs de causalité dans un seul modèle - Fournit des sorties simples représentants indirectement de nombreux processus différents	- Mesure une quelque chose de moins que la niche fondamentale complète - La niche estimée est plus ou moins compliquée dans son interprétation - Une utilité limitée pour déterminer avec précision les limites de tolérance au niveau individuel - Les aléas de l'échantillonnage auront un potentiel considérable pour se traduire par de nouveaux biais et problèmes dans les résultats des modèles
Approche mécaniste	- Robuste car les paramètres sont estimés indépendamment des données (distribution géographique/abondance) - Très puissante pour l'approximation de la niche fondamentale des espèces - Offre la possibilité d'affiner les estimations de niche pour refléter les caractéristiques spécifiques de niche des individus adaptés localement - Les sorties sont très interprétables écologiquement	- Nécessite un grand nombre de paramètres pour la calibration et l'ajustement du modèle - Les mesures des paramètres physiologiques sont coûteuses en temps et en ressources - La sensibilité aux variations mineures dans les estimations des paramètres du modèle (les erreurs dans les estimations des paramètres affectent les performances du modèle)

3.6. Etapes de modélisation de la distribution des espèces

Nous focalisons dans le reste de cette partie sur l'approche corrélative. Selon la ou les objectifs de l'étude, plusieurs schémas ont été proposés quant aux étapes suivi pour la modélisation de la distribution des espèces, mais d'une manière générale cela inclue trois grandes phases (figure 23) : la collecte des données, la modélisation et la prédiction (sous forme de cartes).

Si la transférabilité du modèle dans le temps et/ou dans l'espace est prise en considération, les principales étapes nécessaires à la construction et à la validation d'un modèle de distribution des espèces sont présentées dans la figure 24 ([Pearson 2010](#)) dont l'apport des SIG est inestimable pour le traitement des données en entrée ainsi que la gestion et la visualisation des sorties des modèles ([Miller 2010](#)).

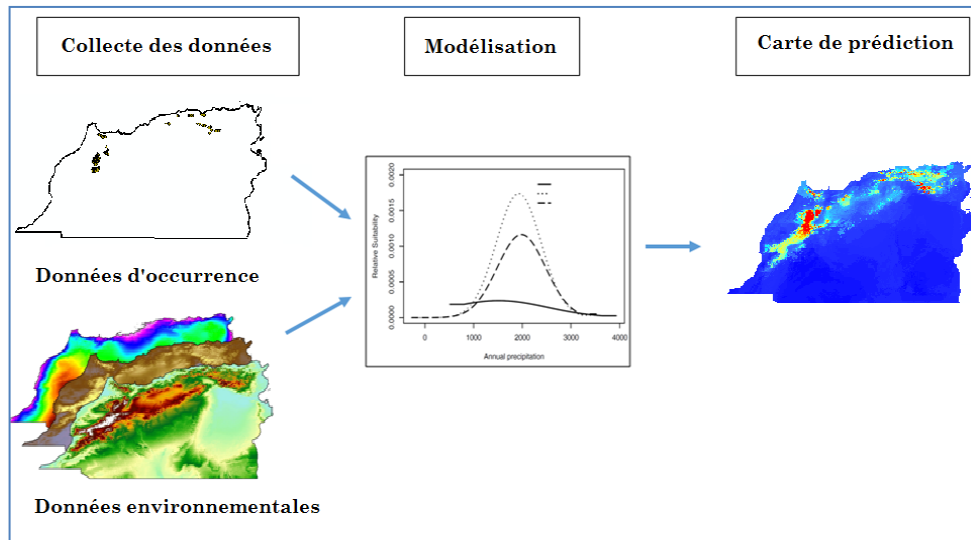


Figure 23. Les trois principales phases de modélisation de la distribution des espèces ([Source : Allen 2017, modifié](#))

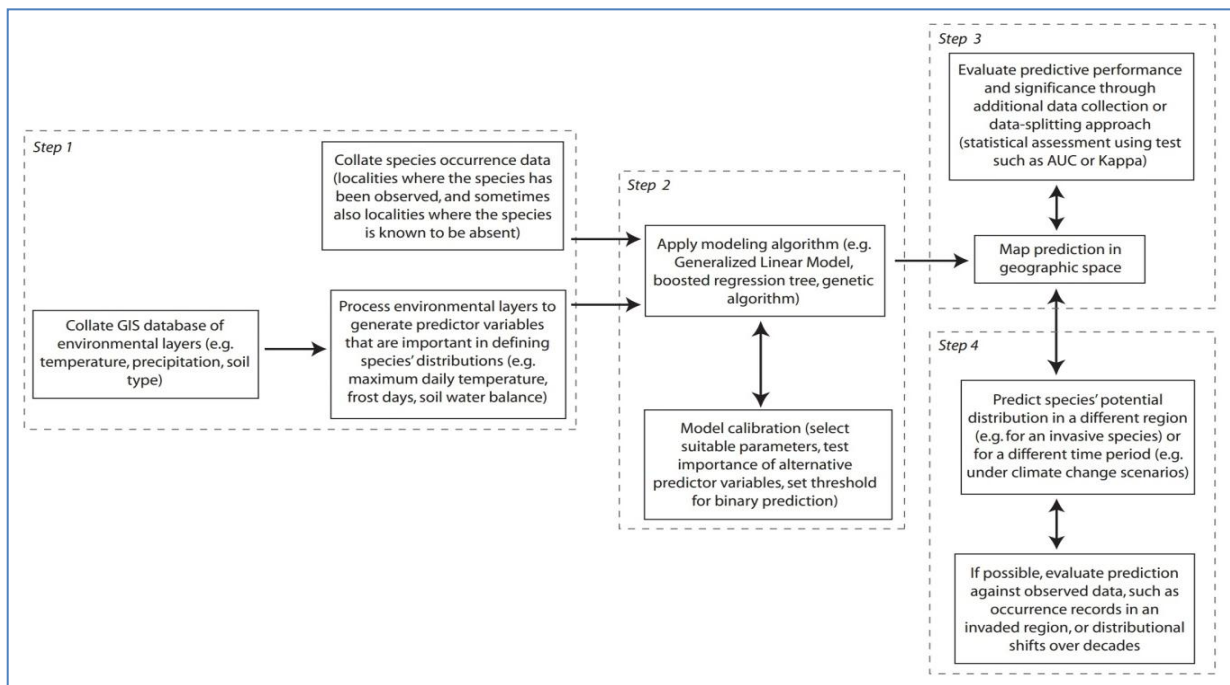


Figure 24. Les principales étapes nécessaires à la construction et à la validation des SDMs ([Source : Pearson 2010](#))

3.6.1. Données utilisées en SDMs

Deux types de données d'entrée des modèles corrélatifs sont nécessaires : des données d'occurrence d'espèces (données biologiques) et une série de variables environnementales ([Elith et Franklin 2013](#)).

3.6.1.1. Données d'occurrence

Les données d'occurrence des espèces sont collectées à partir d'enquêtes, d'exploration du terrain (données GPS par exemple), de cartes de distributions, de bases de données en ligne ou d'enregistrements de musées/herbiers ([Franklin 2010](#)). Il existe trois types de données sur la distribution des espèces utilisées dans les SDMs : données de présence-seule, données de présence-absence et des données d'abondance. Ces données sont différentes dans les questions auxquelles elles peuvent répondre et les usages auxquels elles peuvent être appliquées ([Rondinini et al. 2006](#); [Peterson et al. 2011](#)). Pour que la modélisation produise de bons résultats, il est crucial de disposer de données de qualité ([Fithian et al. 2015](#)) et d'un nombre suffisant de celles-ci ([Stockwell et Peterson 2002](#)).

3.6.1.2. Données environnementales

Les variables environnementales (prédicteurs) permettent de décrire l'espace géographique dans lequel se trouve l'espèce. Elle peuvent être classées, en dehors de la distinction faite par [Hutchinson \(1978\) in Peterson et al. \(2011\)](#) entre scénopoétique (scenopoetic) et bionomique (bionomic), en fonction de leurs influences sur les distributions géographiques des espèces et leurs relations avec celles-ci ([Peterson et al. 2011](#)). Selon le degré auquel les variables ont des effets physiologiques directs ou pas sur les organismes, [Austin \(2002\)](#) les a divisées en variables ressource, directes et indirectes. Le même auteur a distingué des variables environnementales proximaux ou distaux qui font référence à la position du prédicteur dans la chaîne de processus qui relie le prédicteur à son impact sur l'organisme.

La pertinence des sources de données environnementales spatiales (visualisées et traitées à l'aide des SIG) n'a pas reçu autant d'attention que d'autres aspects des SDMs. Cependant, des problèmes de résolution spatiale, d'étendue géographique et de qualité de ces données ont été largement examinés dans le cadre des SDMs ([Franklin 2010](#); [Peterson et al. 2011](#)).

Nous donnons dans le tableau 8 quelques exemples de données (de distribution et environnementales) utilisées en SDMs. Cependant, les distributions géographiques des taxons algériens sont mal représentés au sein des bases de données d'occurrence, ce qui limite leur usage dans le cadre des SMDs.

- Exemple de données environnementales : les données WorldClim

WorldClim est une base de données météorologiques et climatiques mondiale avec une résolution spatiale de 1 km. Les données, sous forme de couches, sont accessibles et peuvent être utilisées pour la cartographie et la modélisation spatiale. Les méthodes

utilisées pour générer ces couches en exploitant des données mensuelles de précipitations et de températures enregistrées par des milliers de stations météorologiques à travers le monde sont détaillés par [Hijmans *et al.* \(2005\)](#). La première version (v 1.0) de cette base de données a été publiée en 2005 et ensuite stabilisée dans le dépôt en ligne "Worldclim 1.4". Worldclim a été mise à jour en 2017 vers la version 2, qui a bénéficié des données enregistrées par un plus grand nombre de stations météorologiques, en particulier à des latitudes et des altitudes élevées ([Fick et Hijmans 2017](#)). La version stabilisée "Worldclim 2.1" a été publiée en ligne en janvier 2020.

Tableau 8. Quelques sources de données utilisées en SDMs

Type de données	Données	Sources
Données biologiques	Distribution des espèces	- https://www.gbif.org/fr/ - https://ebird.org/home
Données environnementales	Climatiques	- https://www.worldclim.org/ - http://www.ncdc.noaa.gov/paleo/paleo.html
	Topographiques	- https://dwtkns.com/srtm30m/ - https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp
	Pédologiques	- https://soilgrids.org/
	Dérivées de la Télédétection	- https://earthexplorer.usgs.gov/

3.6.2. Méthodes utilisées en SDMs

Il existe une très grande variété de méthodes disponibles pour modéliser la distribution des espèces dont les performances de ces méthodes ont été comparées dans divers travaux au sein de la littérature ([Guisan *et al.* 2002](#); [Segurado et Araujo 2004](#); [Austin 2007](#)). Ces méthodes peuvent être classées en : méthodes statistiques (modèles linéaires généralisés, modèles additifs généralisés, etc.), méthodes d'apprentissage automatique (réseaux neuronaux, arbres de décision, etc.), des méthodes de classification (distance environnementale, analyse discriminante, etc.) ([Franklin 2010](#)). Les algorithmes sous-jacents sont intégrées (ou non) dans des logiciels SIG ([Aspinall *et al.* 1998](#)) ou dans d'autres logiciels plus spécialisés (tableau 9).

Tableau 9. Quelques logiciels utilisés pour les SDMs

Logiciels	Algorithmes	Références
BIOMAPPER	Ecological niche factor analysis	(Hirzel et al. 2001)
DIVA-GIS	Environmental envelope	(Hijmans et al. 2001)
MaxEnt	Maximum Entropy	(Phillips et al. 2006)
OpenModeller	GARP, Suppor Vector Machines, Bioclim and others	(Muñoz et al. 2009)

3.6.3. Évaluer les performances prédictives des SDMs

Plusieurs méthodes sont disponibles pour évaluer les performances prédictives des SDMs ([Bahn et McGill 2013](#)). Elles peuvent être groupées en "mesures dépendant d'un seuil de classification" et "mesures indépendants d'un seuil de classification" ([Franklin 2010](#)).

Les erreurs possibles dans les SDMs sont de deux types : l'erreur d'omission (faux négatifs) et l'erreur de commission (les faux positifs). Les proportions relatives à ces erreurs sont généralement exprimées dans une matrice de confusion. La sensibilité désigne la proportion de présences observées prédites, quantifiant ainsi les erreurs d'omission. La spécificité désigne la proportion d'absences observées prédites, quantifiant ainsi les erreurs de commission ([Anderson et al. 2003](#)).

La "fonction d'efficacité du récepteur" (Receiver Operating Characteristic; ROC) ([Fielding et Bell 1997](#)) est largement utilisée à l'évaluation des performances des SDMs. C'est un graphique du taux d'erreur de faux positifs sur l'axe des abscisses (1 - spécificité) par rapport au taux de vrais positifs sur l'axe des ordonnées (sensibilité) en fonction de chaque valeur possible de seuil de probabilité. Donc, il s'agit d'une représentation bidimensionnelle des performances d'un classificateur ([Hand 2009](#)) et « équivalente à la probabilité que le classificateur classe une instance positive choisie au hasard plus haute qu'une instance négative choisie au hasard » ([Fawcett 2006](#)). La valeur représentant l'aire sous la courbe ROC (AUC) supérieure à 0,5 indique une performance meilleure que aléatoire ([Peterson et al. 2008](#); [Franklin 2010](#)). Il est considéré que les valeurs d'AUC de 0,5 à 0,7 indiquent une faible précision du model, de 0,7 à 0,9 indiquent une précision modérée (bonne) et que les valeurs supérieures à 0,9 indiquent une précision élevée ([Swets 1988](#); [Manel et al. 2001](#)).

3.7. Transférabilité temporelle des SDMs

Comme mentionné plus haut, les SDMs sont transférables dans le temps et dans l'espace. La transférabilité dans le temps requiert des données sur les conditions passées ou futures du climat ([Werkowska et al. 2017](#)). Les données bioclimatiques utilisées dans le cadre de cette thèse sont issues de la base de données WorldClim "version 1.4" ([Hijmans et al. 2005](#)), qui concernent deux périodes passées, le dernier maximum glaciaire (22000 ans BP) et l'holocène moyen (6000 ans BP) ainsi que deux périodes futures, 2050 (moyenne pour 2041-2060) et 2070 (moyenne pour 2061-2080).

- Pour les périodes passées, les données disponibles sont issues de simulations avec des modèles climatiques globaux (General Circulation Models - GCMs) dont les données originales ont été mises à disposition par CMIP5 (la phase 5 du projet d'intercomparaison de modèles couplés). Ces données ont été réduites (échelle) et calibrées (biais corrigé) en utilisant WorldClim 1.4 comme climat "actuel de référence".

- Pour les périodes futures, les données disponibles sont les projections des modèles climatiques globaux (GCMs) pour quatre voies (trajectoires) représentatives de l'évolution de concentration de gaz à effet de serre (GES) ou "Representative Concentration Pathways - RCP", utilisées dans le cinquième rapport d'évaluation du GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat). Les sorties des GCMs ont été réduites et calibrées en utilisant, également, WorldClim 1.4 comme climat "actuel de référence".

Depuis sa création en 1988, le GIEC a utilisé les scénarios suivants : SA90, IS92, SRES, RCP et SSP (tableau 10) :

Tableau 10. Les scénarios utilisés par le GIEC

Scénarios	Nombre	Rapport d'évaluation du GIEC
SA90 (Scientific Assessments 1990)	04	1 ^{er} rapport d'évaluation paru en 1990
IS92 (1992 IPCC Scenarios)	06	2 ^{ème} et 3 ^{ème} rapports parus respectivement en 1995 et en 2002
SRES (Special Report on Emissions Scenarios)	04	4 ^{ème} rapport paru en 2007, et qui ont fait aussi l'objet d'un rapport spécial
RCP (Representative Concentration Pathways)	04	5 ^{ème} rapport paru en 2013
SSP (Shared Socioeconomic Pathways)	05	5 ^{ème} rapport paru en 2013 et 6 ^{ème} rapport qui sera finalisé dans le courant du second semestre 2022

Les RCP constituent, pour le GIEC, une solution transitoire entre les SRES et la mise en œuvre complète des SSP ([Gillet 2021](#)). Ce sont des trajectoires prescrites pour les concentrations de GES (principalement le CO₂) et d'aérosols dans l'atmosphère, ainsi que le changement d'affectation des terres, qui sont compatibles avec un ensemble de résultats climatiques généraux utilisés par la communauté de la modélisation climatique ([Van Vuuren et al. 2011](#)). Les trajectoires sont caractérisées par le forçage radiatif, en watts par mètre carré (W/m²), produit par la fin du 21^{ème} siècle.

Chacun des RCP représente un ensemble plus large de scénarios dans la littérature scientifique (la figure 25 par exemple représente graphiquement l'ensemble de scénarios d'émissions de CO₂).

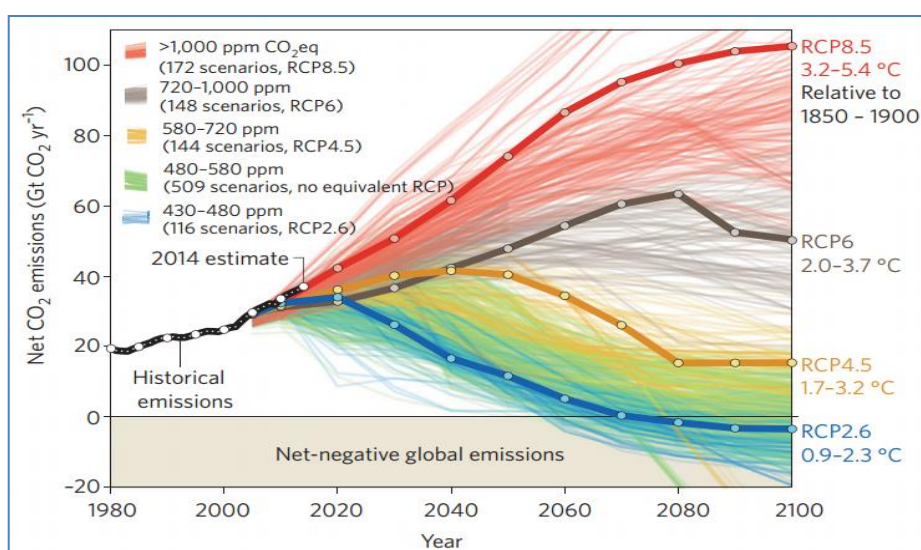


Figure 25. Représentation de l'ensemble de scénarios d'émissions de CO₂ jusqu'à 2100 ([Source : Fuss et al. 2014](#)).

La gamme complète des scénarios d'émissions, avec et sans politique climatique, est incluse dans la gamme des RCP ([Jubb et al. 2013](#)). Les RCP sont nommés en fonction des forçages radiatifs atteints en 2100 et comprennent donc un scénario strict d'atténuation (RCP2.6), deux scénarios intermédiaires (RCP4.5 et RCP6.0) et un scénario d'émissions très élevées (RCP8.5), considéré comme le scénario le plus pessimiste ([GIEC 2014](#)). Ces scénarios ont été sélectionnés par quatre équipes de modélisation ([RCP Database 2009](#)), présentées dans l'annexe IIc.

- Le **RCP2.6** conduit donc à des niveaux de concentration de GES très faibles. Il s'agit d'un scénario dit « pic » : son niveau de forçage radiatif atteint d'abord une valeur autour de 3,1

W/m² au milieu du siècle, pour revenir à 2,6 W/m² d'ici 2100. Pour atteindre de tels niveaux de forçage radiatif, les émissions doivent être considérablement réduites au fil du temps.

- Le **RCP4.5** est un scénario de stabilisation où le forçage radiatif total est stabilisé avant 2100 par l'emploi d'une gamme de technologies et de stratégies de réduction des émissions de GES.

- Le **RCP6.0** est également un scénario de stabilisation mais le forçage radiatif total est stabilisé après 2100 (sans dépassement) par l'emploi d'une gamme de technologies et de stratégies de réduction des émissions de GES.

- Le **RCP8.5** se caractérise par une augmentation des émissions de GES dans le temps.

Enfin, il convient de souligner l'importance de la transférabilité des SDMs dans le temps ([Werkowska et al. 2017](#)) et ce pour examiner des questions ayant trait aux extinctions, de refuges passés et des voies de migration des espèces, etc. ([Nogués-Bravo 2009](#)) ainsi que pour évaluer la sensibilité des espèces au changement climatique (le degré auquel leurs distributions sont affectées) en utilisant plusieurs scénarios de changement climatique futur ([Pearson et Dawson 2003](#)).

Références

- Abburu S, Golla SB. 2015.** Satellite image classification methods and techniques: A review. *International journal of computer applications*. 119, 8: 20-25.
- Aggarwal S. 2004.** Principles of remote sensing. *In: Satellite Remote Sensing and GIS Applications in Agricultural Meteorology Proceedings of the Training Workshop, 7-11 July 2003, Dehra Dun, India*: 23-38.
- Allen JM. 2017.** The Geography of Invasion Risk. New York Invasive Species Research Institute. <http://www.nyisri.org/2017/01/geography-invasion-risk/>.
- Anderson RP, Lew D, Peterson AT. 2003.** Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*. 162, 3: 211-232. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800\(02\)00349-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800(02)00349-6).
- Aspinall RJ, Burton G, Landenburger L. 1998.** Mapping and modeling wildlife species distribution for biodiversity management. *In Proceedings of the ESRI Users Conference 1998*: 11 p.
- Auda Y. 2018.** Systèmes d'information géographique Avec les logiciels libres GRASS et QGIS (Extrait). Dunod, Paris, pp 1-9.
- Austin M. 2007.** Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecol Model*. 200, 1-2: 1-19. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005>.
- Austin MP. 2002.** Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological modelling*. 157, 2-3: 101-118.
- Bahn V, McGill BJ. 2013.** Testing the predictive performance of distribution models. *Oikos*. 122, 3: 321-331. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.00299.x>.
- Banskota A, Kayastha N, Falkowski MJ, Wulder MA, Froese RE, White JC. 2014.** Forest Monitoring Using Landsat Time Series Data: A Review. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 40, 5: 362-384. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/07038992.2014.987376>.
- Bengston D, Dockry MJ. 2014.** Forest futures in the Anthropocene: Can trees and humans survive together? *The Futurist*. 48, 4: 34-39.
- Bernhardsen T. 2005.** Choosing a GIS. *In: Longley, PA, Goodchild, MF, Maguire, DJ and Rhind, DW, Eds, Geographical Information Systems: Principals, Techniques, Management and Applications, 2nd Edition, John Wiley, Chichester*: 589-600.
- Blondel J, Bourlière F. 1979.** La niche écologique, mythe ou réalité?. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*. 33: 345-374.
- Bonnet S, Toromanoff F, Fourneau F, Lejeune P. 2011.** Principes de base de la télédétection et ses potentialités comme outil de caractérisation de la ressource forestière. I. Images aériennes et satellitaires. *Forêt Nature*. 114: 45-56.
- Brown JH, Lomolino MV. 1998.** Biogeography. Second edition. Sinauer Associates, Inc., 691 p.
- Bruzzone L, Demir B. 2014.** A review of modern approaches to classification of remote sensing data. *In Land Use and Land Cover Mapping in Europe*: 127-143.
- Buosi J, Weissberg D. 1994.** De l'information géographique à sa représentation. *NETCOM: Réseaux, communication et territoires/Networks and communication studies*. 8, 2: 357-366.
- Byl J. 2003.** Mathematical models and reality. *In: ACMS Conference Proceedings 2003*. 11. <https://pillars.taylor.edu/acms-2003/11>. pp 146-161.
- Caloz R, Collet C. 2001.** Précis de télédétection : Vol 3 - Traitements Numériques d'Images de Télédétection. Presses de l'Université du Québec, 386 p.
- Cazenave M. 1978.** Différents types de capteurs en télédétection. *Présentation du projet Spot. La Houille Blanche*, 7-8: 501-505.
- CCT (Centre Canadien de Télédétection). 2016.** Notions fondamentales de télédétection. Un cours tutoriel. Centre canadien de télédétection. Ressources naturelles Canada, 266 p.
- Chakhar S. 2006.** Cartographie décisionnelle multicritère: formalisation et implémentation informatique. Thèse de Doctorat, Université Paris Dauphine-Paris IX, France, 288 p.
- Chan Y. 2011.** Remote sensing and geographic information systems. *In: Location Theory and Decision Analysis* Springer, Berlin, Heidelberg: 281-362.
- Chase JM, Leibold MA. 2003.** Ecological niches: linking classical and contemporary approaches. University of Chicago Press, 212 p.
- Cheng G, Han J, Lu X. 2017.** Remote sensing image scene classification: benchmark and state of the art. *Proceedings of the IEEE*. 105, 10: 1865-1883.
- Codd EF. 1980.** Data models in database management. *In: Proceedings of the 1980 workshop on Data abstraction, databases and conceptual modeling*. pp 112-114.
- Colwell RK, Rangel TF. 2009.** Hutchinson's duality: the once and future niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 106, Supplement 2: 19651-19658. DOI: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0901650106>.
- Congalton RG, Green K. 1992.** The ABCs of GIS. *Journal of Forestry*. 90, 11: 13-20.
- Dabas A, Flamant C. 2002.** Les instruments de télédétection au sol. *La Météorologie*. 39: 76-82.

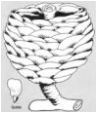
- Dangermond J. 1983.** A classification of software components commonly used in geographic information systems. *In: Design and Implementation of Computer Based Geographic Information Systems*. IGU Commission on Geographical Data Sensing and Data Processing, Amherst (New York). pp 70-91.
- Davis Jr CA, Borges KA. 1994.** Object-oriented GIS in practice. *In: 32 nd Annual Conference Of The Urban And Regional Information Systems Association–Urisa*. pp 786-795.
- de By RA. 2001.** Principles of Geographic Information Systems: An Introductory Textbook. ITC educational textbook series 1. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences, 490 p.
- Delaunay D, Godard HR, Maximy Rd, Souris M. 1990.** Les systèmes d'information géographique. ORSTOM Actualités. 30: 2-6.
- Dennis AR, Carte TA. 1998.** Using geographical information systems for decision making: Extending cognitive fit theory to map-based presentations. *Information Systems Research*. 9, 2: 194-203.
- Deshayes M, Maurel P. 1990.** L'image spatiale et son contenu. *Options méditerranéennes. Série A*, 4: 11-20.
- Desjardins R. 2000.** La télédétection : perspective analytique. *ESTEM*, 226 p.
- Devillers R, Bédard Y, Gervais M. 2004.** Indicateurs de qualité pour réduire les risques de mauvaise utilisation des données géospatiales. *Revue internationale de géomatique*. 14, 1: 35-57.
- Donnay J-P. 2003.** Géographie et science de l'information géographique. *Géographes associés*. 27, 1: 115-117.
- Dureau F, Weber C. 1995.** Télédétection et systèmes d'information urbains. *Villes. Economica*, Paris, 379 p.
- Elith J, Franklin J. 2013.** Species Distribution Modeling. *In: Levin SA (ed) Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*, vol 6. Academic Press, Waltham, pp 692-705. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00318-X>.
- Elton C. 1927.** *Animal Ecology*. Sidgwick and Jackson, London: 207 p.
- Fawcett T. 2006.** An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognit Lett*. 27, 8: 861-874. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.patrec.2005.10.010>.
- Fedra K, Reitsma RF. 1990.** Decision support and geographical information systems. *In: Geographical information systems for urban and regional planning*. Springer, pp 177-188.
- Fick SE, Hijmans RJ. 2017.** WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 37, 12: 4302-4315.
- Fielding AH, Bell JF. 1997.** A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ Conserv*. 24, 1: 38-49. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892997000088>.
- Fischer MM, Nijkamp P. 1992.** Geographic information systems and spatial analysis. *The Annals of Regional Science*. 26, 1: 3-17.
- Fithian W, Elith J, Hastie T, Keith DA. 2015.** Bias correction in species distribution models: pooling survey and collection data for multiple species. *Methods Ecol Evol*. 6, 4: 424-438. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12242>.
- Franklin J. 2010.** *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, United Kingdom, 320 p.
- Fuss S, Canadell JG, Peters GP, Tavoni M, Andrew RM, Ciais P, Jackson RB, Jones CD, Kraxner F, Nakicenovic N, Le Quéré C, Raupach MR, Sharifi A, Smith P, Yamagata Y. 2014.** Betting on negative emissions. *Nat Clim Change*. 4, 10: 850-853. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2392>.
- Garvey M, Jackson M, Roberts M. 2000.** An object-oriented GIS. *In: Proceedings of Net. Object Days*. Citeseer, pp 9-12.
- Gérard B, Richard E, Delphine F, Anne-Thérèse H-NN, Taoufiq B, Antoine C, Eric D, Monique M, Bernard T. 2005.** La télédétection : un outil pour le suivi et l'évaluation de la désertification. Montpellier. Agropolis international (Les dossiers thématiques : CSFD, 2): 36 p.
- GIEC. 2014.** Changements climatiques 2014. Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer]. GIEC, Genève, Suisse. 161 p.
- Gillet M. 2021.** Les scénarios du GIEC : Liens entre l'évolution du climat et d'autres déterminants socio-économiques ou environnementaux. *Encyclopédie du développement durable*. N° 277: <http://encyclopedie-dd.org/encyclopedie/neige-neige-gouvernance-neige/2-2-les-milieus-naturels/les-scenarios-du-giec-liens-entre.html>.
- Girard MC, Girard CM. 1999.** Traitement des données de télédétection : Environnement et ressources naturelles. *Technique et ingénierie*. Dunod, 529 p.
- Girard MC, Girard CM. 2017.** Traitement des données de télédétection : Environnement et ressources naturelles. 2e édition. *Technique et ingénierie*. Dunod, 576 p.
- Gomarasca MA. 2009.** *Basics of Geomatics*. Springer Science & Business Media, 656 p.
- Goodchild MF. 1987.** A spatial analytical perspective on geographical information systems. *International journal of geographical information system*. 1, 4: 327-334.
- Goodchild MF. 1992.** Geographical data modeling. *Computers & Geosciences*. 18, 4: 401-408.
- Goodchild MF. 2009.** Geographic information systems and science: today and tomorrow. *Annals of GIS*. 15, 1: 3-9. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/19475680903250715>.

- Goodchild MF. 2018.** Reimagining the history of GIS. *Annals of GIS*. 24, 1: 1-8. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/19475683.2018.1424737>.
- Goswami S, Matharasi K. 2015.** Development of a web-based vegetation spectral library (VSL) for remote sensing research and applications. *PeerJ PrePrints*. 3: e915v911. DOI: <http://dx.doi.org/10.7287/peerj.preprints.915v1>.
- Goyal H, Sharma C, Joshi N. 2017.** An integrated approach of GIS and spatial data Mining in big Data. *International Journal of Computer Application*. 169, 11: 1-6.
- Grinnell J. 1917.** The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk*. 34, 4: 427-433.
- Guisan A, Edwards Jr TC, Hastie T. 2002.** Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling*. 157, 2-3: 89-100.
- Guisan A, Thuiller W. 2005.** Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*. 8, 9: 993-1009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>.
- Guptill SC. 2005.** Metadata and data catalogues. *In*: Longley, PA, Goodchild, MF, Maguire, DJ and Rhind, DW, Eds, *Geographical Information Systems: Principals, Techniques, Management and Applications*, 2nd Edition, John Wiley, Chichester, 677-692.
- Hand DJ. 2009.** Measuring classifier performance: a coherent alternative to the area under the ROC curve. *Mach Learn*. 77, 1: 103-123. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10994-009-5119-5>.
- Hijmans R, Guarino L, Cruz M, Rojas E. 2001.** Computer tools for spatial analysis of plant genetic resource data L 1.DIVA-GIS. *Plant Genetic Resources Newsletter*. 127: 15-19.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. 2005.** Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol*. 25, 15: 1965-1978. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/joc.1276>.
- Hillion A, Boucher J-M, Roux C. 1989.** Le traitement des images de télédétection : aperçus et perspectives. *In*: *Télédétection en francophonie*. Éd. AUPELF-UREF, John Libby Eurotext, Paris, pp 83-92.
- Hirzel AH, Hausser J, Perrin N. 2001.** Biomapper 1.0. Laboratory for Conservation Biology, Lausanne: <http://www.unil.ch/biomapper>.
- Hostert P, Griffiths P, van der Linden S, Pflugmacher D. 2015.** Time series analyses in a new era of optical satellite data. *In*: *Remote Sensing Time Series*. Springer, pp 25-41.
- Hutchinson GE. 1957.** Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*. 22: 415-427.
- Jackson LJ, Trebitz AS, Cottingham KL. 2000.** An introduction to the practice of ecological modeling. *AIBS Bulletin*. 50, 8: 694-706.
- Jacquemoud S. 2006.** Physique de l'atmosphère, télédétection et géophysique spatiale. *Cours de télédétection*, Université Paris-Dennis Diderot: 36 p.
- Jankowski P, Nyerges T. 2009.** Introduction to spatial decision support system. *In* *Advanced Geographic Information Systems – Vol II*, UNESCO-EOLSS Publications: 100-120.
- Joliveau T. 1996.** Gérer l'environnement avec des S.I.G. Mais qu'est-ce qu'un S.I.G. ? *Revue de géographie de Lyon*. 71, 2. Système d'information géographique et gestion de l'environnement: 101-110.
- Joliveau T. 2013.** Glossaire des SIG. UVED - Université Virtuelle Environnement & Développement Durable. Available at: https://www.emse.fr/tice/uvéd/SIG/Glossaire/co/Glossaire_web.html.
- Joost S, Soutter M, Kouamé F, Sall A. 2017.** Systèmes d'Information Géographique 1. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes (PPUR), 84 p.
- Jørgensen SE, Bendoricchio G. 2001.** Fundamentals of ecological modelling. Third edition. *Developments in Environmental Modelling*, 21. Elsevier, 530 p.
- Jubb I, Canadell P, Dix M. 2013.** Representative concentration pathways (RCPs). Australian climate change science program (information paper): 5-7.
- Kast R. 1993.** La théorie de la décision. *La Découverte*, Paris, 120 p.
- Kearney M, Porter W. 2009.** Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecol Lett*. 12, 4: 334-350. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01277.x>.
- Keenan PB. 2006.** Spatial decision support systems: a coming of age. *Control and Cybernetics*. 35, 1: 9-27.
- Kelly LT, Giljohann KM, Duane A, Aquilué N, Archibald S, Batllori E, Bennett AF, Buckland ST, Canelles Q, Clarke MF, Fortin M-J, Hermoso V, Herrando S, Keane RE, Lake FK, McCarthy MA, Morán-Ordóñez A, Parr CL, Pausas JG, Penman TD, Regos A, Rumpff L, Santos JL, Smith AL, Syphard AD, Tingley MW, Brotons L. 2020.** Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science*. 370, 6519: eabb0355. DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.abb0355>.
- Khouma M, Bock L, Mathieu L, Engels P. 1996.** Systèmes d'informations géographiques et gestion des données de sols. . *Coll Surveillance des Sols dans l'Environnement par télédétection et systèmes d'information géographiques*, ORSTOM, Paris: 35-51.
- Konecny G. 2002.** Geoinformation: Remote Sensing, Photogrammetry and Geographic Information Systems (Consulté sur google books). Taylor & Francis, 472 p.
- Lamotte M. 1979.** La niche écologique, des concepts théoriques aux utilisations pratiques. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*. 33: 510-520.
- Laurini R, Yetongnon K, Benslimane D. 2009.** GIS interoperability, from problems to solutions. *Advanced Geographic Information Systems – Vol II UNESCO-EOLSS Publications (Encyclopedia of Life Support Systems)*: 195-211.

- Leverbe S. 1994.** Aide à la décision et information géographique. NETCOM: Réseaux, communication et territoires/Networks and communication studies. 8, 1: 128-136.
- Lillesand T, Kiefer RW. 2000.** Remote sensing and image interpretation. Forth Edition. John Wiley & Sons, 469 p.
- Lu D, Weng Q. 2007.** A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. International journal of Remote sensing. 28, 5: 823-870.
- Ma L, Liu Y, Zhang X, Ye Y, Yin G, Johnson BA. 2019.** Deep learning in remote sensing applications: A meta-analysis and review. ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing. 152: 166-177.
- Maffini G. 1987.** Raster versus vector data encoding and handling: a commentary. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. 53, 10: 1397-1398.
- Maguire DJ. 1991.** An overview and definition of GIS. Geographical information systems: Principles and applications. 1: 9-20.
- Maguire DJ, Dangermond J. 1991.** The functionality of GIS. Geographical Information Systems. 1: 319-335.
- Malczewski J. 2004.** GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview. Progress in planning. 62, 1: 3-65.
- Manel S, Williams HC, Ormerod SJ. 2001.** Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. J Appl Ecol. 38, 5: 921-931. DOI: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00647.x>.
- Maurya SP, Ohri A, Mishra S. 2015.** Open source GIS: a review. In: Proceedings of National Conference on Open Source GIS: Opportunities and Challenges Department of Civil Engineering, IIT (BHU), Varanasi October 9-10, 2015: pp 150-155.
- Medeiros CB, Pires F. 1994.** Databases for GIS. ACM Sigmod Record. 23, 1: 107-115.
- Miller J. 2010.** Species Distribution Modeling. Geography Compass. 4, 6: 490-509. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-8198.2010.00351.x>.
- Mullon C, Boursier P. 1992.** Eléments pour une analyse critique des systèmes d'information géographique. Revue SIGAS. 2, 2: 151-172.
- Muñoz MEDS, De Giovanni R, de Siqueira MF, Sutton T, Brewer P, Pereira RS, Canhos DAL, Canhos VP. 2009.** openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. GeoInformatica. 15, 1: 111-135. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10707-009-0090-7>.
- Nogués-Bravo D. 2009.** Predicting the past distribution of species climatic niches. Global Ecology and Biogeography. 18, 5: 521-531. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00476.x>.
- Padmanabhan G, Leipnik M, Yoon J. 2019.** A Glossary Of Gis Terminology (92-13). UC Santa Barbara: National Center for Geographic Information and Analysis Retrieved from : <https://escholarshiporg/uc/item/6d858764>; 67 p.
- Parentoni Martins R. 2017.** To what degree are philosophy and the ecological niche concept necessary in the ecological theory and conservation? European Journal of Ecology. 3, 1: 42-54. DOI: <http://dx.doi.org/10.1515/eje-2017-0005>.
- Pearson RG. 2010.** Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. Lessons in Conservation. 3: 54-89.
- Pearson RG, Dawson TP. 2003.** Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global ecology and biogeography. 12, 5: 361-371.
- Pecchi M, Marchi M, Burton V, Giannetti F, Moriondo M, Bernetti I, Bindi M, Chirici G. 2019.** Species distribution modelling to support forest management. A literature review. Ecological Modelling. 411: 108817. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108817>.
- Peterson A, Papes M, Soberón J. 2016.** Mechanistic and Correlative Models of Ecological Niches. European Journal of Ecology. 1, 2: 28-38. DOI: <http://dx.doi.org/10.1515/eje-2015-0014>.
- Peterson AT, Papes M, Soberón J. 2008.** Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. Ecol Model. 213, 1: 63-72. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>.
- Peterson AT, Soberón J. 2012.** Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. Natureza & Conservação. 10, 2: 102-107. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.019>.
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Martinez-Meyer E, Nakamura M, Araújo MB. 2011.** Ecological niches and geographic distributions (MPB-49). Princeton University Press, 316 p.
- Peuquet DJ. 1981a.** An examination of techniques for reformatting digital cartographic data/Part 1: The raster-to-vector process. Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization. 18, 1: 34-48.
- Peuquet DJ. 1981b.** An examination of techniques for reformatting digital cartographic data/part 2: the vector-to-raster process. Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization. 18, 3: 21-33.
- Peuquet DJ. 1984.** A conceptual framework and comparison of spatial data models. Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization. 21, 4: 66-113.

- Peuquet DJ. 2005.** Time in GIS and geographical databases. *In: Longley, PA, Goodchild, MF, Maguire, DJ and Rhind, DW, Eds, Geographical Information Systems: Principals, Techniques, Management and Applications, 2nd Edition, John Wiley, Chichester: 91-103.*
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling.* 190, 3-4: 231-259. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- Pocheville A. 2010.** La niche écologique: concepts, modèles, applications. Thèse de Doctorat, Ecole Normale Supérieure de Paris-ENS Paris, 162 p.
- Price JC. 1994.** How unique are spectral signatures?. *Remote sensing of environment.* 49, 3: 181-186.
- Provencher L, Dubois JMM. 2007.** Précis de télédétection : Vol 4 - Méthodes de photointerprétation et d'interprétation d'image. Ebsco Publishing, 468 p.
- Pulliam HR. 2000.** On the relationship between niche and distribution. *Ecol Lett.* 3, 4: 349-361.
- Raju PLN. 2006.** Fundamentals of geographical information system. *In: Satellite Remote Sensing and GIS Applications in Agricultural Meteorology Proceedings of the Training Workshop, 7-11 July 2003, Dehra Dun, India: 103-120.*
- Rangel TF, Diniz-Filho JAF. 2013.** Biogeographical Models. *In: Levin SA (ed) Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition), vol 1. Academic Press, Waltham, pp 565-575. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00379-8>.*
- RCP Database. 2009.** Available at: <http://www.iiasa.ac.at/web-apps/tnt/RepDb>.
- Richards JA, Jia X. 2006.** Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction (Consulté sur google books). Springer Berlin Heidelberg, 439 p.
- Ricklefs RE, Jenkins DG. 2011.** Biogeography and ecology: towards the integration of two disciplines. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 366, 1576: 2438-2448. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2011.0066>.
- Rondinini C, Wilson KA, Boitani L, Grantham H, Possingham HP. 2006.** Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology letters.* 9, 10: 1136-1145.
- Rougier T, Lassalle G, Drouineau H, Dumoulin N, Faure T, Deffuant G, Rochard E, Lambert P. 2015.** The Combined Use of Correlative and Mechanistic Species Distribution Models Benefits Low Conservation Status Species. *PloS one.* 10, 10: e0139194. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0139194>.
- Roy B, Bouyssou D. 1993.** Aide multicritère à la décision: méthodes et cas. Economica, Paris, 695 p.
- Ruby JG, Fischer RL. 2002.** Spectral signatures database for remote sensing applications. *In: Imaging Spectrometry VIII. Sylvia S. Shen, Editor. Proceedings of SPIE. Vol. 4816. pp 156-163.*
- Sanders L. 2006.** Les SIG au cœur du savoir géographique? *Géographes associés.* 30, 1: 29-51.
- Schuurman N, Leszczynski A. 2006.** Ontology-based metadata. *Transactions in GIS.* 10, 5: 709-726.
- Segurado P, Araujo MB. 2004.** An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography.* 31, 10: 1555-1568.
- Shaw DM, Atkinson SF. 1990.** An introduction to the use of geographic information systems for ornithological research. *The Condor.* 92, 3: 564-570.
- Silva-Coira F, Paramá JR, Ladra S, López JR, Gutiérrez G. 2020.** Efficient processing of raster and vector data. *PloS one.* 15, 1: e0226943.
- Smelcer JB, Carmel E. 1997.** The effectiveness of different representations for managerial problem solving: comparing tables and maps. *Decision Sciences.* 28, 2: 391-420.
- Soberón J. 2007.** Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol Lett.* 10, 12: 1115-1123.
- Soberón J, Peterson AT. 2005.** Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics.* 2: 1-10.
- Sofaer HR, Jarnevich CS, Pearse IS, Smyth RL, Auer S, Cook GL, Edwards TC, Jr, Guala GF, Howard TG, Morissette JT, Hamilton H. 2019.** Development and Delivery of Species Distribution Models to Inform Decision-Making. *BioScience.* 69, 7: 544-557. DOI: <http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biz045>.
- Sondheim M, Gardels K, Buehler K. 2005.** GIS interoperability. *In: Longley, PA, Goodchild, MF, Maguire, DJ and Rhind, DW, Eds, Geographical Information Systems: Principals, Techniques, Management and Applications, 2nd Edition, John Wiley, Chichester, 347-358.*
- Souris M. 1986.** Systèmes d'information géographique et bases de données. *In: Infographie et Systèmes d'Information Géographique, Journée de Travail, 1984/12/20, Bondy : l'ORSTOM, Paris: 29-87.*
- Srivastava V, Lafond V, Griess VC. 2019.** Species distribution models (SDM): applications, benefits and challenges in invasive species management. *CAB Rev.* 14: No. 020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1079/PAVSNNR201914020>.
- Steiniger S, Bocher E. 2009.** An overview on current free and open source desktop GIS developments. *International Journal of Geographical Information Science.* 23, 10: 1345-1370.
- Steiniger S, Weibel R, Warf B. 2010.** GIS software: a description in 1000 words. *In: Warf, B Encyclopedia of geography London, GB, online: 4 p.*
- Stockwell DR, Peterson AT. 2002.** Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological modelling.* 148, 1: 1-13.

- Swets JA. 1988.** Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*. 240, 4857: 1285-1293. DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.3287615>.
- Tempfli K, Kerle N, Huurneman F, Janssen L. 2009.** Principles of Remote Sensing: An Introductory Textbook. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences, 591 p.
- Thenkabail PS. 2015.** Remotely sensed data characterization, classification, and accuracies. CRC Press, New York, 678 p.
- Thrall SE. 1999.** Geographic information system (GIS) hardware and software. *J Public Health Manag Pract*. 5, 2: 82-90.
- Tomlinson RF. 1969.** A geographic information system for regional planning. *Journal of Geography (Chigaku Zasshi)*. 78, 1: 45-48.
- Tsoukiàs A. 2006.** De la théorie de la décision à l'aide à la décision. *In: Concepts et méthodes pour l'aide à la décision*, Hermès. 1: 400 p.
- UN. 2000.** Handbook on geographic information systems and digital mapping. ST/ESA/STAT/Series F/N° 79. United Nations Publications. 197 p.
- Van Vuuren DP, Edmonds J, Kainuma M, Riahi K, Thomson A, Hibbard K, Hurtt GC, Kram T, Krey V, Lamarque J-F, Masui T, Meinshausen M, Nakicenovic N, Smith SJ, Rose SK. 2011.** The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change*. 109, 1: 5-31. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>.
- Werkowska W, Márquez AL, Real R, Acevedo P. 2017.** A practical overview of transferability in species distribution modeling. *Environmental reviews*. 25, 1: 127-133.
- Wilmet J. 1995.** Evolution récente des méthodes d'analyse des images satellitaires par télédétection numérique. *Bulletins de l'Académie Royale de Belgique*. 6, 7: 319-337.
- Winter S. 1998.** Bridging vector and raster representation in GIS. *In: Geographic Information Systems: Proceedings of the 6 th ACM international symposium on Advances in geographic information systems*. vol 7. Citeseer, pp 57-62.
- Wisz MS, Pottier J, Kissling WD, Pellissier L, Lenoir J, Damgaard CF, Dormann CF, Forchhammer MC, Grytnes JA, Guisan A, Heikkinen RK, Høye TT, Kuhn I, Luoto M, Maiorano L, Nilsson MC, Normand S, Ockinger E, Schmidt NM, Termansen M, Timmermann A, Wardle DA, Aastrup P, Svenning JC. 2013.** The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. *Biol Rev Camb Philos Soc*. 88, 1: 15-30. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00235.x>.
- Worboys MF. 2005.** Relational databases and beyond. *In: Longley, PA, Goodchild, MF, Maguire, DJ and Rhind, DW, Eds, Geographical Information Systems: Principals, Techniques, Management and Applications*, 2nd Edition, John Wiley, Chichester, 373-384. 1: 373-384.
- Xue J, Su B. 2017.** Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of Sensors*. 2017, 1353691: 17 p.
- Yuan M, Nara A, Bothwell J. 2014.** Space-time representation and analytics. *Annals of GIS*. 20, 1: 1-9. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/19475683.2013.862301>.
- Yue P, Jiang L. 2014.** BigGIS: How big data can shape next-generation GIS. *In: The third international conference on Agro-Geoinformatics*. IEEE, pp 1-6.
- Zeiler M. 1999.** Modeling Our World: The ESRI Guide to Geodatabase Design. ESRI Press, 199 p.
- Zhou H, Wu J, Zhang J. 2010.** Digital Image Processing: Part I. Bookboon, 72 p.
- Zhu L, Suomalainen J, Liu J, Hyypä J, Kaartinen H, Haggren H. 2018.** A review: Remote sensing sensors. *In: Multi-purposeful application of geospatial data*. IntechOpen, pp 19-42.
- Zlatanova S, Stoter J. 2006.** The role of DBMS in the new generation GIS architecture. *In: Frontiers of geographic information technology*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 155-180.



Chapitre III

**Modeling *Cedrus atlantica* potential
distribution in North Africa across time:
new putative glacial refugia and future
range shifts under climate change**



Modeling *Cedrus atlantica* potential distribution in North Africa across time: new putative glacial refugia and future range shifts under climate change

Published in:

Regional Environmental Change, 19 (2019), pages 1667–1682.

<https://doi.org/10.1007/s10113-019-01503-w>

Authors: Abdelkader Bouahmed¹, Federico Vessella², Bartolomeo Schirone², Fazia Krouchi¹, Arezki Derridj¹

Professional affiliations:

¹Laboratoire de Production, Amélioration et Protection des Végétaux et des Denrées Alimentaires. Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques, Université Mouloud Mammeri, BP 17, Tizi-Ouzou, RP 15000, Algeria

²Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali (DAFNE), Università degli Studi della Tuscia, 01100 Viterbo, Italy

E-mail addresses:

Abdelkader Bouahmed : a.bouahmed@yahoo.fr

Federico Vessella: vessella@unitus.it

Bartolomeo Schirone: schirone@unitus.it

Fazia Krouchi: krfaz@yahoo.com

Arezki Derridj: aderridj@yahoo.fr

Received: 5 July 2017 / Accepted: 21 April 2019 / Published online: 18 May 2019

Abstract

In recent years, species distribution models have been used to gain a better understanding of past and future range dynamics of species. Here we focus on a keystone species of the North African forest ecosystem (*Cedrus atlantica*) by calculating a consensus model of the species current geographic potential distribution in North Africa, based on a weighted average method aiming to decrease uncertainty. The consensus model is obtained using seven species distribution model algorithms taking into account twenty-four environmental variables. The model is then applied to several past and future time slices. Past projections refer to the Middle-Holocene and the Last Glacial Maximum, whereas those of future are related to expect conditions around 2050 and 2070.

We found that the current potential distribution of *Cedrus atlantica* is larger than its actual geographical distribution. For some explanatory variables the analysis revealed

their importance for the species current distribution. Among all obtained models, that for the Middle-Holocene showed the maximum expansion of the species potential distribution. The Last Glacial Maximum model provided new putative glacial refugia of *Cedrus atlantica*, not shown by other mechanistic models and palaeorecord localities. Future projections revealed a significant and fast contraction with shifting in altitude of the species range, showing more fragmented areas and even species disappearance in many North African localities.

These findings can help to restore cedar forests and conserve them by *ex-situ* strategies according to the future defined refugia in North Africa. Attention should be paid to the resolution of related output maps, the current biotic interactions and those that may arise under climate change.

Keywords

SDMs, *Cedrus atlantica*, potential distribution, consensus model, climate change, glacial refugia, North Africa.

1. Introduction

Cedrus atlantica Manetti is endemic to North African mountains and constitutes the south-westernmost species of the genus *Cedrus*. It is considered the noble tree of Algerian and Moroccan forests due to its remarkable ecological, ornamental and forest qualities ([Derridj 1990](#); [Benabid 1994](#); [Quézel 1998](#)).

In Algeria *C. atlantica* occurs in the Tellian and Saharan Atlas Mountains, covering an area of 16,000 ha ([DGF 2007](#)). In Morocco, it occurs in the Rif Mountains, the peaks of Tazzeka, the Eastern Middle Atlas, the Central Middle Atlas and the Eastern High Atlas Mountains, with a total area of 145,000 ha ([M'Hirit 1999](#)). It occurs where a Mediterranean climate dominates and occupies semi-arid, sub-humid, humid and per-humid bioclimatic floors with fresh to extremely cold thermal variants. It occupies regions with a mean annual rainfall of 400-2100 mm/year and an average of minimum temperature of the coldest month ranging between -8.5 and 2.7 °C ([M'Hirit 1999](#); [Yahi et al. 2008](#)). *C. atlantica* is indifferent to the substratum ([Maire 1924](#); [Faurel et Laffite 1949](#)) and its fragmented distribution is primarily affected by the climate and orography of the Maghreb; it is restricted to mountain areas between 1300 and 2600 m ([Emberger 1938a](#); [Derridj 1990](#); [Benabid 1994](#); [Quézel 1998](#)). It forms pure or mixed stands with other evergreen and/or deciduous tree species creating forests hosting remarkable biodiversity. Syntaxonically,

C. atlantica forests belong to the order of *Quercus-Cedretalia atlanticae* Barbero, Loisel et Quézel, 1975 ([Benabid 1985, 1994](#); [Yahi et Djellouli 2010](#)).

Given its ability to tolerate drought and cold, as well as the high quality of its wood, Atlas cedar has been introduced into several countries, especially in the Mediterranean region, where it is naturalized over large areas ([Pavari 1927](#); [Campredon 1934](#); [Toth 1973](#); [Courbet 1991](#); [El Azzouzi et Keller 1998](#); [Toth 2005](#); [Touchan et al. 2010](#); [Slimani et al. 2014a](#)). However, it is infrequently considered in Algerian and Moroccan reforestation programmes ([Quézel et al. 1990](#); [Bensaid et al. 1998](#); [Messaoudène et al. 2013](#)).

Cedar forests are declining dramatically in both Algeria and Morocco, and many stands are facing constraints on regeneration ([Lepoutre et Pujos 1964](#); [Ezzahiri et al. 1994](#)) and destined to become more scarce in the coming decades ([Abdessemed 1984](#); [Quézel 1998](#); [Navarro-Cerrillo et al. 2019](#)). This is clearly seen in the Hodna forests in Algeria ([Madoui et Gehu 1999](#); [Slimani et al. 2014a](#)). The lack of natural regeneration in some localities is coupled with other threats that strongly affect their existence, such as dieback, which is likely associated with climate change ([Bentouati et Bariteau 2006](#); [Ghailoule et al. 2012](#); [Kherchouche et al. 2013a](#)), fires and long-term browsing by domestic animals that all widespread in North Africa ([Bensaid et al. 2006](#); [Touchan et al. 2010](#); [Slimani et al. 2014b](#)). For example, the disappearance of Atlas cedar from Khroumire (Tunisia) is probably related to the Phoenician settlement ([Ben Tiba et Reille 1982b](#)) and only place names attest to its past occurrence ([Derridj 1990](#)).

These factors have led to a remarkable contraction of Atlas cedar's natural range, with Algerian cedar forests decreasing from 37,910 ha ([Combe 1889](#)) to 16,000 ha in the last 130 years, a loss of almost 58%. Hence, it is not surprising that *C. atlantica* is in the red list of threatened species of the IUCN ([Thomas 2013](#)). The current state of North African cedar forests does not allow these forests to fulfil their ecological and socio-economical functions ([Benabid 1994](#); [Yahi et al. 2008](#)).

Since the current distribution of Atlas cedar does not reflect its ecological range ([Aussenac 1984](#); [Derridj 1990](#)), producing maps of its potential distribution and possible future refugia is necessary for effective conservation. The North African region is expected to experience drastic climate change ([IPCC 2007](#); [Klausmeyer et Shaw 2009](#)), with an expected increase in temperature of 4-5 °C and a reduction in precipitation of >30% in the next few decades ([Giorgi et Lionello 2008](#)).

In view of this, we applied a correlative approach heavily based on bioclimatic predictors with the aims of obtaining modelling outputs of past, present and future potential distributions and determining future putative refugia of Atlas cedar through the

characterization of its ecological niche *sensu* Hutchinson (1957). We tested the assumptions that in the past the area of Atlas cedar had to be less fragmented and that the aridity of north-western Algeria and eastern Morocco was not a barrier to species colonization of the North African region ([Emberger 1938a](#)).

Ecological modelling techniques, especially species distribution models (SDMs), have undergone substantial development in recent decades ([Guisan et Thuiller 2005](#); [Peterson et Soberón 2012](#)). Despite some limitations, SDMs are considered promising modelling tools for addressing conservation questions regarding species ([Pearson 2010](#); [Ferraz et al. 2012](#); [Zhang et al. 2012](#); [Franklin 2013](#)) and terrestrial ([Anderson et Martínez-Meyer 2004](#); [Johnson et Gillingham 2005](#); [Thorn et al. 2009](#); [Urbina-Cardona et Flores-Villela 2010](#)) or marine ecosystems ([Bentlage et al. 2009](#); [Coro et al. 2013](#); [Pike 2013](#)). The development of SDMs relies on the geographic distribution range concept at both biogeographical and ecological levels ([Peterson et Soberón 2012](#)), as well as to new powerful statistical techniques and GIS tools ([Guisan et Zimmermann 2000](#); [Austin 2002](#); [Guisan et al. 2002](#)). Depending on the type of data required, SDMs use statistical methods (e.g., general linear models (GLMs), general additive models (GAMs)) or machine learning methods (e.g., support vector machines (SVMs), artificial neural networks (ANNs), maximum entropy methods, and classification and regression trees (CARTs)) ([Guisan et al. 2002](#); [Thuiller et al. 2003](#); [Guisan et Thuiller 2005](#); [Phillips et al. 2006](#); [Stockwell 2006](#); [Franklin 2010](#); [Peterson et al. 2011](#)). They are intended to summarize relationships between the occurrence data of a given species that can be “presence-only”, “presence-absence” or “abundance observations”, and environmental predictor variables with direct or indirect effects on the species' distribution ([Franklin 1995](#); [Austin 2002](#); [Guisan et Thuiller 2005](#); [Elith et Leathwick 2009](#)). Data preparation before modelling is performed in a GIS environment, and the final result is a georeferenced map of occurrence probabilities ([Phillips et al. 2006](#); [Franklin 2010](#)).

To our knowledge, such techniques are less well used in the study of tree species (examples are found in [Attorre et al. 2008](#); [Hidalgo et al. 2008](#); [Vessella et Schirone 2013](#)). In North African region, the present study constitutes one of the first attempts using the correlative approach ([Tabet et al. 2018](#); [Arar et al. 2019](#)) while the mechanistic approach was already applied ([Demarteau et al. 2007](#); [Cheddadi et al. 2009](#)).

Here, we used presence-only data and twenty-four environmental variables, including nineteen bioclimatic, three topographic and two calculated variables. MaxEnt ([Phillips et al. 2006](#)) and six other algorithms run on openModeller Desktop ([De Souza Muñoz et al. 2009](#)) were used to produce a consensus model (CM) which could be projected in different

time slices. In this study our objectives were: (i) to predict the current potential geographic distribution of Atlas cedar as well as future refugial areas and to identify the environmental variables mostly influencing its geographical distribution, (ii) to provide a better understanding of the potential response of Atlas cedar to past and future climate changes; and (iii) to help forest managers select appropriate areas to be restored and preserved given the urgent need to conserve such an iconic species.

2. Material and methods

2.1. Preparation of occurrence data

The current distribution of the North-African cedar forests was mapped, producing the most accurate picture to our knowledge, and which can be updated with future information (Figure 1). To obtain this, GPS data for certain Algerian cedar forests were collected. Other data for *C. atlantica* forests in Algeria and Morocco were obtained from the scientific literature ([Faurel et Laffite 1949](#); [Nègre 1952](#); [Boudy 1955](#); [Abdessemed 1981](#); [De Smet et Bouaza 1984](#); [Derridj 1990](#); [Till et Guiot 1990](#); [Chbouki 1994](#); [Kaabeche 1996](#); [M'Hirit 1999](#); [M'Hirit et Benzyane 2006](#); [Terrab et al. 2006](#); [Cheddadi et al. 2009](#); [Mouna 2009](#); [Touchan et al. 2010](#); [Bouahmed 2012](#); [Damnati et al. 2014](#); [Slimani et al. 2014a](#); [Slimani et al. 2014b](#)).

We used the open source solution “SAS.Planet” (www.sasgis.org/) connected to several free online mapping services; 1423 polygons saved in 'KML' format were defined using photointerpretation techniques used in forestry ([Gougeon et Leckie 2003](#); [Provencher et Dubois 2007](#); [Paine et Kiser 2012](#)). The 'KML' file was converted to shapefile, then to raster, and finally to occurrence points (4585 entries) by using the 'conversion tools' of ArcGIS Desktop 10.2 (www.esri.com) with a resolution of 0.0083 decimal degrees (30 arc-seconds) and expressed in the same geographic coordinate system as that used for environmental variables (GCS_WGS_1984).

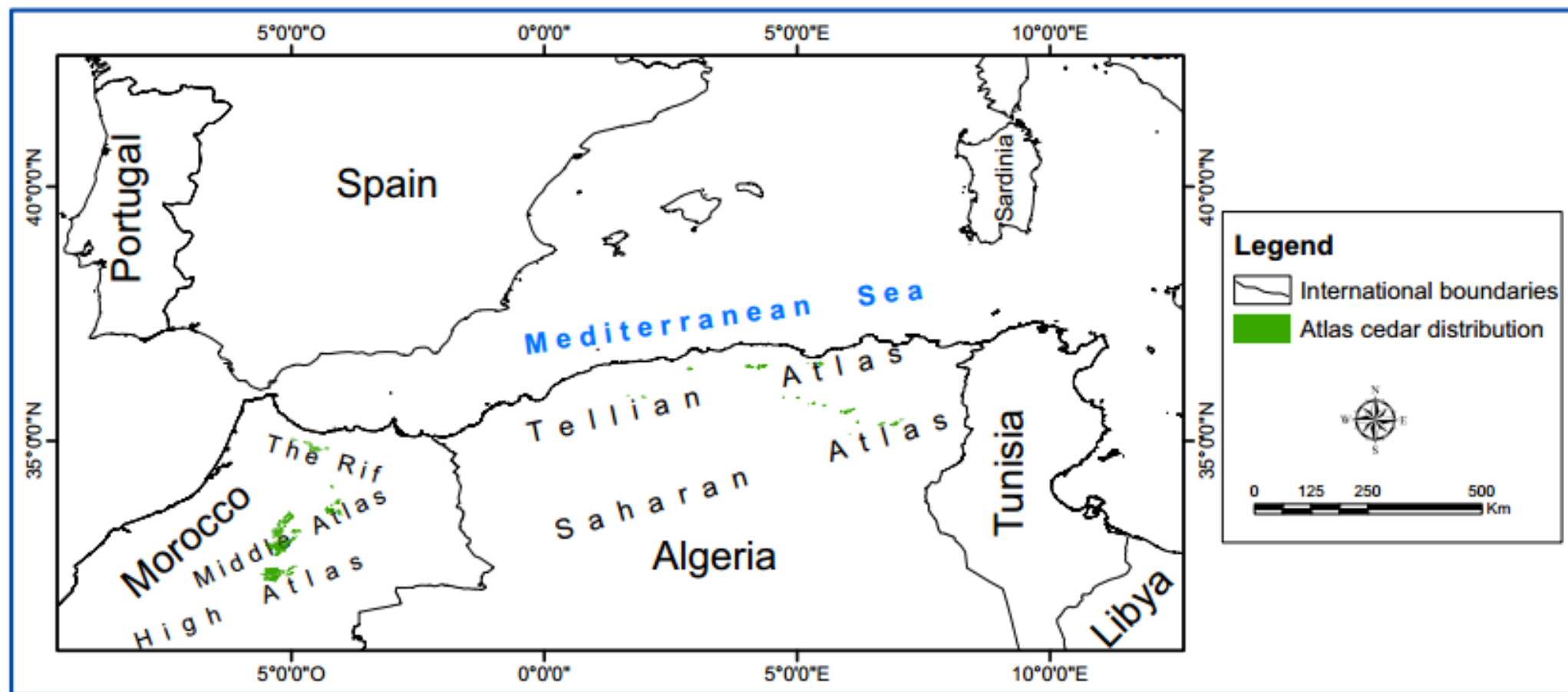


Figure 1. Current geographical distribution map of *C. atlantica* (limits of distribution polygons are slightly smoothed)

2.2. Environmental data sets

2.2.1. Current period

Twenty-four environmental layers with a resolution of 30 arc-seconds (~ 1 km) were used (Table 1): (a) 19 bioclimatic layers for the period of 1960-1990 and elevation, which were downloaded from WorldClim database (Hijmans et al. 2005; www.worldclim.org/) (with elevation originating from SRTM (www2.jpl.nasa.gov/srtm/)), (b) two other topographic variables (slope and aspect) derived from elevation by using the ‘Surface’ extension of ‘Spatial Analyst tools’ in ArcGIS 10.2 and (c) two calculated variables referred to as the Emberger index « Q » ([Emberger 1930](#)) and the continentality index of Currey “CI” ([Currey 1974](#)).

Table 1 Description of environmental variables used to model current potential distribution of *C. atlantica*

Environmental variable	Code	Source
Annual Mean Temperature	Bio1	WorldClim
Mean Diurnal Range	Bio2	WorldClim
Isothermality	Bio3	WorldClim
Temperature Seasonality	Bio4	WorldClim
Max Temperature of Warmest Month	Bio5	WorldClim
Min Temperature of Coldest Month	Bio6	WorldClim
Temperature Annual Range	Bio7	WorldClim
Mean Temperature of Wettest Quarter	Bio8	WorldClim
Mean Temperature of Driest Quarter	Bio9	WorldClim
Mean Temperature of Warmest Quarter	Bio10	WorldClim
Mean Temperature of Coldest Quarter	Bio11	WorldClim
Annual Precipitation	Bio12	WorldClim
Precipitation of Wettest Month	Bio13	WorldClim
Precipitation of Driest Month	Bio14	WorldClim
Precipitation Seasonality	Bio15	WorldClim
Precipitation of Wettest Quarter	Bio16	WorldClim
Precipitation of Driest Quarter	Bio17	WorldClim
Precipitation of Warmest Quarter	Bio18	WorldClim
Precipitation of Coldest Quarter	Bio19	WorldClim
Elevation	Elevation	SRTM
Slope	Slope	Derived from Elevation
Aspect	Aspect	Derived from Elevation
Emberger index	Q	Calculated
Continental index of currey	CI	Calculated

All variables are raster data with 30 arc-seconds resolution

A priori, we considered the bioclimatic and topographic variables as most important in the distribution of *C. atlantica* and did not consider edaphic and geological variables, in accordance with many other authors ([Boudy 1955](#); [Derridj 1990](#); [Benabid 1994](#); [Quézel 1998](#); [Yahi et al. 2008](#)). Moreover, we aimed to find the most explanatory variables towards *C. atlantica* potential distribution. We explored first the prospective linear links that may exist among the quantitative environmental variables used to perform the model of the current period (present) clipped according to the presence points of the species. This was achieved by calculating a standard Pearson correlation coefficient “r” using the `corrplot` package ([Wei et Simko 2016](#)) of R v3.0.0 ([R Development Core Team 2013](#)) after extracting and exporting the values of the clipped environmental rasters.

2.2.2. Past periods

For the projections in past periods, we used 19 bioclimatic variables of WorldClim and the two calculated indices (Q & CI). Two periods were investigated: (i) the Middle-Holocene (hereafter, Mid-Holocene; ca. 6.5 kya BP), for which the variables have a resolution of 30 arc-seconds (for technical considerations, we accessed only to the data of the CCSM4 model); and (ii) the Last Glacial Maximum (LGM, ca. 21 kya BP), for which the variables, originally available at 2.5-minute resolution, were downscaled to 30 arc-seconds using the nearest-neighbour method. For LGM, the global climate models (GCMs) used were CCSM4, Miroc-ESM and ESM-MPI-P (see Annex IIIf). An arithmetic mean was then applied for each variable taking into account these three GCMs.

The topographic variables (elevation, slope and aspect) were not considered when projecting in past periods, but they were included in statistical analysis (to plot the graphs of probability density). For the Mid-Holocene, we retained the same layers as the current period, whereas for LGM, the elevation was retrieved from ETOPO1 Global Relief Model (www.ngdc.noaa.gov/).

2.2.3. Future periods

For projections into the future, the same bioclimatic variables from WorldClim (in 30 arc-seconds) were used as for the past periods. We considered two scenarios of Representative Concentration Pathways (RCPs 4.5 and 8.5) and two time slices (2040-2060 centred on 2050 and 2060-2080 centred on 2070). All GCMs available from “www.worldclim.org/cmip5_30s” were used, i.e., 19 for RCP 4.5 and 17 for RCP 8.5 (see Annex IIIg). For each of the four combinations of “scenario-period”, an arithmetic mean was applied for each bioclimatic variable, taking into account all the GCMs. Q and CI were

calculated from the averaged variables, while for topographic variables, we used those of the current period.

2.3. Potential distribution of *C. atlantica*

First, we constructed *C. atlantica* niche models for a single time period (the present) using 7 different algorithms with presence-only data to obtain a plausible CM ([Marmion et al. 2009](#); [Thuiller et al. 2009](#)). We, then transferred the resulting CM to past and future periods. Two software applications were used to build current single models (hereafter, SMs): openModeller Desktop 1.1.0 ([De Souza Muñoz et al. 2009](#)) and MaxEnt v3.3.3k ([Phillips et al. 2006](#)). The main settings used are summarized in Table 2.

Calculating a consensus model in SDMs involved combining probability values of occurrence of different models in order to decrease the predictive uncertainty ([Thuiller 2004](#); [Araújo et al. 2005](#)). All SDMs had a continuous or semi-continuous scale of occurrence probabilities ([Phillips et al. 2004](#); [Phillips et al. 2006](#); [Sutton et al. 2007](#); [De Souza Muñoz et al. 2009](#)). For Bioclim, ten standard deviation cutoff were applied (see Table 2), with each model producing three values (0, 0.5 and 1) used to categorize cells as unsuitable, marginal or suitable for the presence of Atlas cedar ([De Souza Muñoz et al. 2009](#)). An arithmetic mean was applied to obtain a single model using this algorithm, with a semi-continuous scale of occurrence probabilities.

Table 2 Parameter settings of the algorithms used to build Single Models (SMs)

Algorithm	Method	Software	Settings
MAXENT	Maximum Entropy	MaxEnt v3.3.3k	Random test percentage: 25; Regularization multiplier: 1; Max number of background points: 10000; Replicates: 10; Replicated run type: Bootstrap
GARP (with best subsets)	Genetic algorithm for ruleset prediction	openModeller Desktop 1.1.0	As defaults
CSMBS	Climate Space Model	openModeller Desktop 1.1.0	As defaults
ENVSCORE	Envelope Score	openModeller Desktop 1.1.0	As defaults
ENVDIST	Environmental Distance	openModeller Desktop 1.1.0	As defaults
SVM	Support Vector Machines	openModeller Desktop 1.1.0	As defaults
BIOCLIM	Envelope model	openModeller Desktop 1.1.0	Standard deviation cutoff : 0.674 ; 0.837 ; 1.000 ; 1.3225 ; 1.645 ; 1.802 ; 1.960 ; 2.48 ; 3.000 ; 3.5

For the current period (the present), the CM was calculated using a weighted average (WA) method. This is considered more robust than other methods and requires a pre-evaluation of the predictive performance of the SMs ([Marmion et al. 2009](#)). Following these authors, we multiplied each model by its corresponding area under the curve (AUC) of the Receiver Operating Characteristic (ROC) curve. (see Evaluation of models).

The transferability or generality of a calibrated model regarding SDMs is defined by its spatial or temporal cross-applicability ([Randin et al. 2006](#); [Phillips 2008](#)). In our study, the modelled niche conditions were transferred into past and future periods, assuming niche conservatism ([Peterson et al. 1999](#); [Martínez-Meyer et al. 2004](#); [Martínez-Meyer et Peterson 2006](#)), by using the “raster calculator” of ArcGIS. This was done using a script based on the minimum and maximum values of each bioclimatic variables (including Q and CI) extracted depending on the CM. Since the past periods included the LGM and the Mid-Holocene and the future projections comprised two periods (2050 and 2070), each represented by two scenarios (RCPs 4.5 and 8.5), this gave two maps for the past periods and four maps for future projections.

The final result was 7 georeferenced maps (including one of the present time) with the same resolution as the input data (30 arc-seconds) and showing the potential geographic distributions of *C. atlantica* across time based on its probability of occurrence (%).

2.4. Future refugial areas

The continuous probability maps of likely future potential distributions generated above were converted to binary maps (presence-absence) using a “lowest predicted value” method *sensu* [Pearson \(2010\)](#). A probability threshold of 50% was applied, defined as the lowest predicted value that corresponded to the observed occurrence records. The superposition of the presence cells of the different binary maps allowed us to extract putative future refugial areas of *C. atlantica* by 2070, including suitable areas for species persistence from the LGM to 2070 ([Vessella et al. 2015 and references therein](#)). This option appeared more realistic than deducing, globally, the future refuges according to future potential distribution maps of the species.

To explore the species response to the quantitative environmental variables, we plotted the graphs of probability density for these variables using the 50% threshold above for all the investigated periods (LGM, Mid-Holocene, current period, 2050 and 2070) taking into account two future scenarios of Representative Concentration Pathways (RCPs 4.5 and 8.5). This was performed using the ggplot2 R package ([Wickham 2009](#)).

2.5. Evaluation of models

Several methods are available to test the predictive performance of distribution models ([Bahn et McGill 2013](#)). To test the accuracies of the generated SMs, we used the area under the curve (AUC) of the Receiver Operating Characteristic (ROC) method ([Fielding et Bell 1997](#)). This is a two-dimensional depiction of classifier performance ([Hand 2009](#)) and “equivalent to the probability that the classifier will rank a randomly chosen positive instance higher than a randomly chosen negative instance” ([Fawcett 2006](#)). The AUC is widely used to assess SDMs, with values above 0.5 indicating a performance better than random ([Peterson et al. 2008](#); [Franklin 2010](#)). We considered AUC values of 0.5-0.7 to indicate low accuracy, 0.7-0.9 indicative of moderate (good) accuracy, and > 0.9 indicative of high accuracy ([Swets 1988](#); [Manel et al. 2001](#)).

3. Results

3.1. Current potential distribution of *C. atlantica* (CM)

The obtained CM clearly shows the potential geographic distribution as much larger than the current distribution of *C. atlantica*, even if we focus on high probabilities of occurrence (Figure 2a). The predicted potential distribution shows that the southern end of the current distribution of the species is particularly suitable. Our findings also indicate the crucial importance of North African orography for the species distribution. Figure 2a shows that low occurrence values ($< 30\%$) were recorded in north-eastern Tunisia (Zeghouene and Djebel Serj), north-western Algeria (except Tlemcen Mountains), Saharan Atlas Mountains (Ouled Nail and Amour Mountains), north-eastern Morocco and Hoggar and Tassili of Algerian Sahara. Moderate values (30-70%) corresponded to medium-altitude areas of North Africa, namely, North-western Tunisia, Tellian and Saharan Atlas Mountains in Algeria (particularly the Eastern part), the Rif Mountains and all Atlas chains in Morocco (including the Anti Atlas). The highest probabilities of occurrence ($> 70\%$), can be classified into two categories: (i) extensions of current distribution areas (e.g., Aures, Djurdjura, Rif, Middle Atlas Mountains) and (ii) new zones outside the current distribution (e.g., Tlemcen Mountains), some of them south of current marginal cedar populations (i.e., Aures and High Atlas Mountains).

Table 3 shows the potential areas of *C. atlantica* based on threshold values applied on the CM map. The extent of these areas is perhaps optimistic, especially for thresholds of 0.5 and 0.6, as they do not take into account other limiting biotic (e.g., competition) and abiotic (e.g., soil, land cover) factors.

Table 3 Potential geographical areas of *C. atlantica* calculated using different threshold values within the Consensus Model (CM)

Threshold	Number of cells	Number of polygons	Area (ha)
≥ 0.5	49281	1197	5 077 193
≥ 0.6	32985	813	3 399 998
≥ 0.7	20752	442	2 128 571
≥ 0.8	8716	254	894823
≥ 0.9	138	51	13408

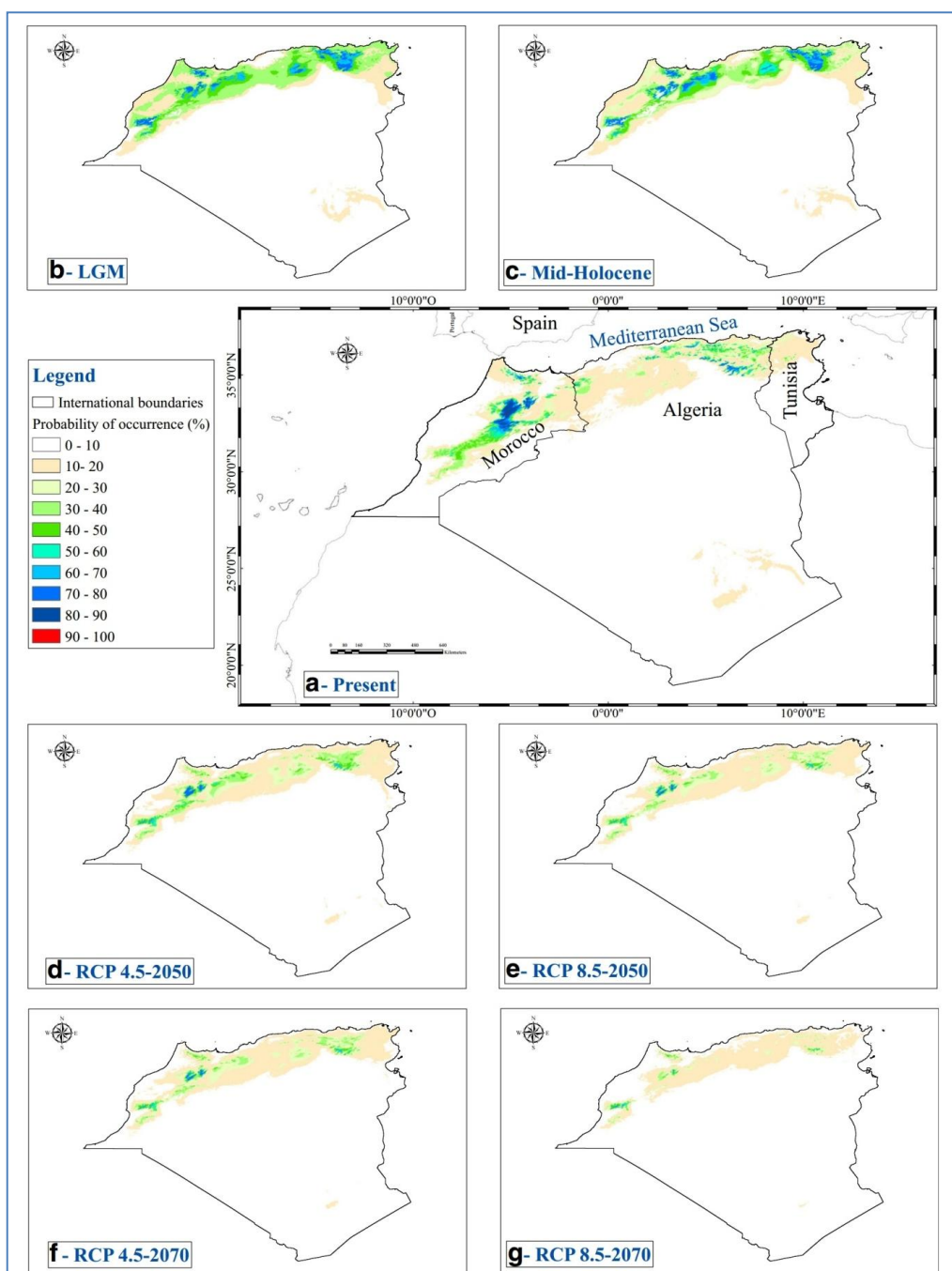
Figure 2. Predicted geographic potential distributions of *C. atlantica* for all investigated periods of time including **a** the present, **b-c** the past at the Last Glacial Maximum and Mid-Holocene, and **d-g** the future in 2050 and 2070 under two representative concentration pathways (RCP)

Figure 3 shows the linear correlations that may exist between quantitative environmental variables used in modelling the current period. Corresponding values were extracted according to the presence of the species. This figure shows the existence of nuanced linear relationships between almost all studied variables at $\alpha=0.05$, with Pearson correlation coefficients ranging from 0.03 to 0.99. However, Slope, Annual Mean Temperature, Isothermality, Min Temperature of Coldest Month and Precipitation of Wettest Month did not show correlations with the other bioclimatic variables.

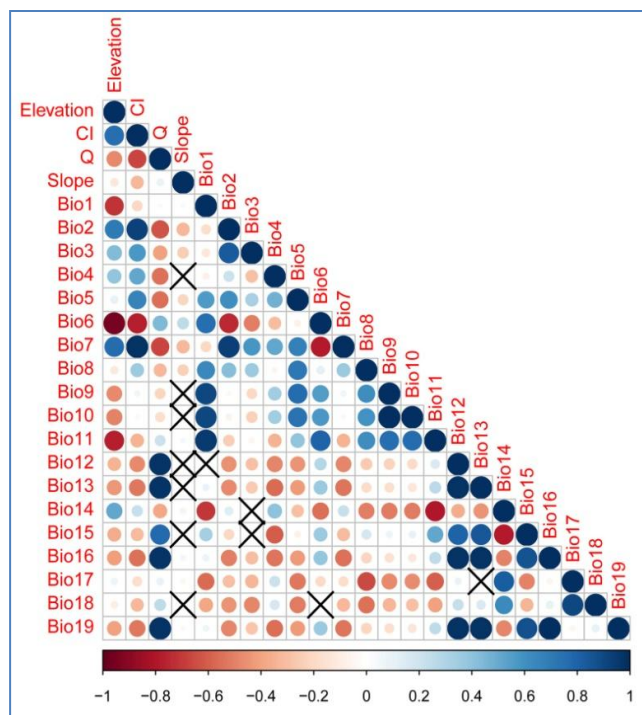
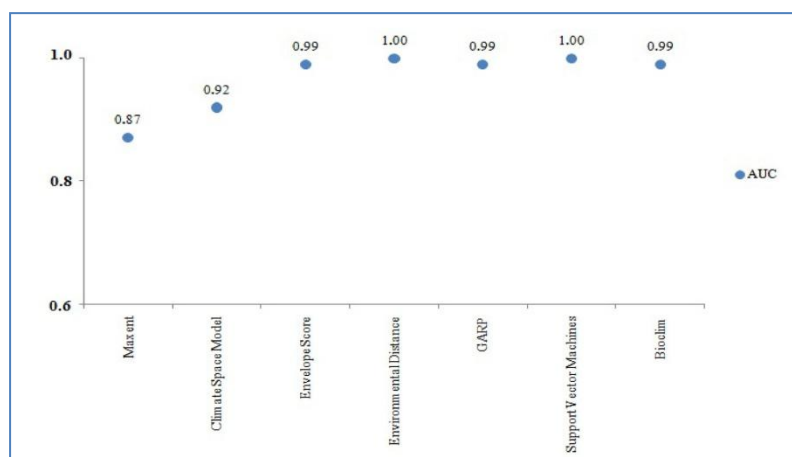


Figure 3. Correlations between quantitative input variables at the 0.05 level of significance; couple values were extracted according to the presence points of *C. atlantica*

3.2. Evaluation of the SMs and importance of environmental predictors

Evaluation of the current SMs (corresponding maps in Annex IIIa) revealed AUC values exceeding 0.90, indicating high accuracy, in all models except MaxEnt (0.87) (Figure 4). The highest AUC was obtained for the Environmental Distance algorithm (AUC=1.0). These high values indicate the quality of the resulting CM since we used the AUC values as a weighting factor. To evaluate the importance of the studied variables in influencing the potential distribution of the species, we focused on the MaxEnt results.

Figure 4. Area Under the Curve (AUC) values of the single models(SMs) used in this study



A jackknife test (Table 4) revealed the importance of almost all the variables in influencing the distribution of *C. atlantica* as generated by MaxEnt. The environmental variable with the highest gain, when considered in isolation, was Annual Mean Temperature (Bio1), which appeared to be the most informative by itself. Mean Temperature of Coldest Quarter (Bio11), Mean Temperature of Warmest Quarter (Bio10), Minimum Temperature of Coldest Month (Bio6), Elevation, Mean Temperature of Wettest Quarter (Bio8), and Precipitation of Driest Quarter (Bio17) are considered to be likely explanatory predictors as well, showing almost as high gain values to that of Annual Mean Temperature. Some precipitation variables, mainly Annual Precipitation (Bio12) and Precipitation of Driest Month (Bio14), also appeared to have some influence the species distribution, while Aspect had a marginal contribution.

Table 4 Results of a Jackknife test generated by MaxEnt algorithm (variables as Table 1)

Variable	Jackknife		
	Training gain	Test gain	AUC
Bio1	1.25	1.25	0.87
Bio2	0.27	0.33	0.71
Bio3	0.42	0.45	0.74
Bio4	0.66	0.68	0.79
Bio5	0.98	0.98	0.83
Bio6	1.17	1.18	0.87
Bio7	0.49	0.52	0.76
Bio8	1.13	1.13	0.86
Bio9	0.85	0.86	0.81
Bio10	1.21	1.21	0.86
Bio11	1.23	1.24	0.87
Bio12	1.08	1.09	0.85
Bio13	1.04	1.05	0.84
Bio14	1.08	1.09	0.86
Bio15	0.41	0.43	0.74
Bio16	1.03	1.04	0.84
Bio17	1.10	1.10	0.85
Bio18	1.03	1.03	0.85
Bio19	1.00	1.01	0.83
Elevation	1.15	1.16	0.86
Slope	0.77	0.78	0.82
Aspect	0.02	0.03	0.56
Q	1.03	1.04	0.84
CI	0.42	0.45	0.74
All variables	1.29	1.30	0.87

Values in bold indicate the most contributing variables to *C. atlantica* current distribution

3.3. Past projections

Figures 2b and 2c show that during past periods (LGM and Mid-Holocene), *C. atlantica* was potentially able to colonize more areas than it does today. Potential distribution reached a maximum during the Mid-Holocene. Potential regions of occupation outwards from the current geographic zones are notable, particularly east of Tell, Ouled Nail Mountains, Tlemcen-Debdou Mountains block, the Western High Atlas and a restricted part of the Anti Atlas Mountains.

The LGM model (Figure 2b) suggested that Zeghouane, Djebel Serj, the easternmost zone of Algeria, Ouled Nail Mountains, the mountains of Tiaret, Tlemcen, Beni-Snassen, Debdou and the Western High Atlas might have constituted putative glacial refugia. During the LGM, several regions that correspond to current Atlas cedar forest were only weakly favourable or even unfavourable for the specie. These regions encompassed Theniet Elhad, Chrea, Djurdjura, Hodna and Belezma in Algeria; High Atlas Mountains, Occidental Rif cedar forest and the majority of Central Middle Atlas forests in Morocco. The model instead suggested the presence of *C. atlantica* in lower-altitude refugia, close to localities currently occupied by Atlas cedar forest.

During the Mid-Holocene, potential areas of Tlemcen and Debdou mountains showed their maximum expansion (Figure 2c), attesting to the highly suitable climatic conditions for *C. atlantica*, whereas the potential areas in the regions of Ouled Nail and Western High Atlas were much smaller. Contraction over the entire potential area was evident, leading to the current potential distribution pattern. Low-lying refugia (of the Mid-Holocene) exhibited marked shifts up an altitudinal gradient, developing gradually into the current distribution. This is the case of Djurdjura and Babors in Algeria, much of the Western Middle Atlas Mountains and almost all of the Eastern High Atlas Mountains in Morocco.

In Tunisia, the models had low probabilities of presence of Atlas cedar in both the LGM and the Mid-Holocene, except in the Zeghouane, Djebel Serj and Djebel Mghila regions, where the species was still very restricted. Indeed, its presence at that time still remains to be verified. It is important to note, however, the very low probabilities attesting the eventual presence of the species in very restricted areas of Tassili and Hoggar chains in South-East Algeria at both the LGM and the Mid-Holocene.

3.4. Future projections

The natural area occupied by Atlas cedar showed a significant contraction in the last century, mainly due to intense anthropogenic actions and dieback. However, the future projections of the species' ecological niche (Figures 2d to 2g) indicated a further dramatic contraction of its potential area and its disappearance from some localities, such as in

Ouarsenis and Chrea in Algeria by 2070. The rate of contraction from 2050 to 2070 was higher than from the present to 2050. High probability values indicate that the potential area of this species by 2070 will include: (i) Aures and Belezma, very restricted areas of Tlemcen and Rif Mountains, the Middle Atlas and the Western High Atlas Mountains resulting from the RCP 4.5 scenario; and (ii) the Aures, the Rif, the Eastern Middle Atlas and the Western High Atlas Mountains, according to the RCP 8.5 scenario.

3.5. Putative future refugia

Putative future refugia of *C. atlantica*, defined as 50% of the modelled potential areas throughout all the investigated periods from the LGM to 2070 (see Future refugial areas), are shown in Figure 5a and 5b based on two future scenarios of Representative Concentration Pathways (RCP 4.5 and 8.5). The RCP 4.5 (Figure 5a) shows potential persistence of the species in the Tlemcen Mountains in Tellian Atlas and Belezma and Aures in the Saharan Atlas (Algeria), the Rif, Debdou Mountains, Middle Atlas and the Western High Atlas Mountains (Morocco). However, the RCP 8.5 (Figure 5b) shows that in Algeria, Atlas cedar would persist only at high altitudes in the Aures region, whereas in Morocco, future refugia include just three localities, the Rif, a restricted area of the Eastern Middle Atlas and the Western High Atlas Mountains.

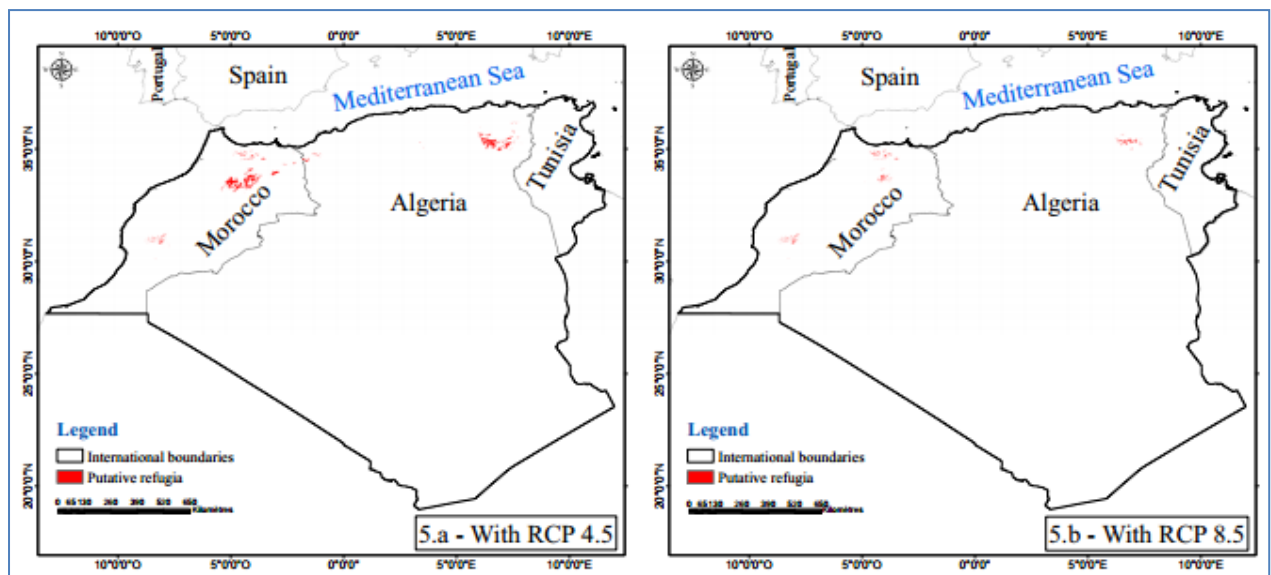


Figure 5. Future putative refugia of *C. atlantica* in North Africa under two proposed representative concentration pathways (RCPs)

Density probability graphs plotted using 50% of the modelled potential areas throughout all the investigated periods were constructed to summarize the potential

response of the species to the studied quantitative environmental variables across time (Annex IIIId and IIIe). By ignoring low probability classes, our findings clearly showed that the strongest explanatory variables (see Evaluation of the SMs and importance of environmental predictors) changed slightly over time, whereas the less explanatory variables showed an expected more pronounced shift in optima. However, the minimum and maximum values of species tolerance for the environmental variables remained more or less unchanged across time.

4. Discussion and conclusion

Focusing on past, current and future ecological niche modelling of *C. atlantica*, we confirmed the usefulness of a consensus model based on the WA method after implementing many SMs ([Marmion et al. 2009](#)). Our findings provide new insight into the spatiotemporal dynamics of the species' potential range. The high AUC values from the SMs indicates high accuracy, comparative to other studies using the same algorithms ([Benito et al. 2009](#); [Giannini et al. 2010](#); [Pouteau et al. 2011](#); [Tarkesh et Jetschke 2012](#); [Leidenberger et al. 2015](#)).

The exploration of environmental variables extracted according to the presence points of *C. atlantica* revealed new information about the interactions between these variables within the current species distribution. It has become quite common to verify multicollinearity and spatial autocorrelation, particularly for statistical models, in selecting input predictor variables for SDMs ([Franklin 2010](#)). However, we did not do this due to the different kinds of algorithms we used to calculate a consensus model, as in similar cases ([Marmion et al. 2009as in](#)) and due to our aim to explore, for the first time, the contribution of some variables to the potential distribution of *C. atlantica*. However, to aid future modellers applying the same geographical mask, we calculated the standard Pearson correlation coefficients for the correlations between all quantitative environmental predictors using the “Correlations and Summary Stats” tool of the SDM Toolbox v1.1c ([Brown 2014](#)). Strong correlations have been recorded between some variables (see Annex IIIh), if applying a threshold of |0.9| or |0.8| for “r” as adopted by many authors ([Jaryan et al. 2013](#); [Yang et al. 2013](#)).

4.1. Current potential distribution of *C. atlantica*

To our knowledge, the implemented CM is the most geographically detailed model of the potential distribution of *C. atlantica* to date ([Demarteau et al. 2007](#); [Cheddadi et al. 2009](#)). We consider the model to be plausible given that predicted favourable areas, particularly those with high values of probability of occurrence, were not found in

unexpected locations, such as desert or very low altitudes. Such locations are unexpected given that the current geographic distribution of *C. atlantica* starts from 1300 m above sea level. It is noteworthy that at such a scale (~1 km), the model provides a valuable tool for reforestation efforts ([Vessella et Schirone 2013](#)) in North Africa aimed at species conservation ([Pearson 2010](#)) given the high degree of spatial fragmentation of its populations.

Many authors agree that the current environmental potentialities for *C. atlantica* ([Boudy 1950](#); [Aussenac 1984](#); [Derridj 1990](#)) lie beyond its current geographical distribution pattern, which is consistent with our CM results. However, the potential areas we obtained based on probability thresholds of occurrence ≥ 50 and $\geq 60\%$ appear to be somewhat overestimated (Table 3). This may be due to the spatial resolution adopted or to the over-predicted SMs used to calculate the CM. However, the potential areas are close to estimations of Boudy ([1950](#)) i.e., 456 000 and 128 000 ha for Morocco and Algeria, respectively. These areas correspond approximately to areas obtained with the CM at a probability threshold of 80% or possibly 70% after the application of other restriction parameters to the model. The potential distribution obtained in this study does not consider other variables influencing the dimensions of the species niche, such as biotic interactions (such as competition or parasites) and recent human activity ([Guisan et Zimmermann 2000](#); [Guisan et Thuiller 2005](#)). This is the subject of ongoing work on reforestation in North Algerian populations; the loss of 58% of Algerian cedar forest over the last 130 years is striking.

C. atlantica will potentially be able to colonize some areas in the southern part of its range. However, we interpret this result with caution given the high rate of dieback reported in many locations of this region, most likely related to climate change ([Bentouati et Bariteau 2006](#); [Kherchouche et al. 2012](#)). At the local scale, we suggest that the existence of suitable areas in such regions might be due to the output resolution of the CM or, probably, to the specific ecological conditions of those regions. These possibilities warrant further investigation. In addition, post-processing evaluations should be performed for some Tunisian localities that are predicted to be currently suitable (i.e., Zeghouene and Djebel Serj). For Tunisia, the CM confirms the inevitable extinction of *C. atlantica* (as happened in the past) due to climate change ([Pons et Reille 1984](#); [Stambouli-Essassi et al. 2007](#)).

4.2. Variables explaining the distribution of *C. atlantica*

The MaxEnt results revealed that the temperature-related variables made a strong contribution to the current distribution of *C. atlantica*. In contrast, published data suggest that low winter temperature coupled with W/NW humid winds are of primary importance in affecting the species' distribution ([Emberger 1938b](#); [Faurel et Laffite 1949](#)). The identified importance of elevation from our models is corroborated by the variation in altitudinal limits of Atlas cedar forests ([Achhal et al. 1980](#); [Quézel 1998](#)). Precipitation variables had similar gain values to those of temperature; these predictors are affected by North African orography and are much more spatially variable than temperature ([Seltzer 1946](#); [Meharzi 1994](#)). This does not limit the importance of precipitation for the distribution of Atlas cedar; rather, it is considered the most determining factor in the species' distribution ([Faurel et Laffite 1949](#)). The very low contribution of Aspect might be explained by the resolution adopted; this variable plays an important role in some localities, particularly in the southern limits of the species' range ([Abdessemed 1981](#)). The present study revealed, for the first time, the contribution of some bioclimatic variables to the current distribution of Atlas cedar, such as Mean Temperature of Warmest Quarter and Precipitation of Driest Quarter.

4.3. Insights from past projections

Our projections provided information on the past potential areas of the species in the past. Such projections can help clarify species range shifts ([Benito Garzón et al. 2007](#)) and identify past refugia ([Buckley et al. 2009](#); [Wilson et Pitts 2012](#)) by comparing model simulations with palaeopalynological studies ([Pearman et al. 2008](#); [Alba-Sánchez et al. 2010](#)). However, in North Africa, palaeopalynological studies are spatially limited, and some are not tied to date ([Cheddadi et al. 2009](#)). Two good syntheses summarizing the palaeorecords of *C. atlantica* were performed by [Pons \(1998\)](#) and [Cheddadi et al. \(2009\)](#); they and other studies have been very useful for performing comparisons and evaluating our findings.

The models for past periods revealed that Atlas cedar had a potentially wider distribution than it does at present, with its maximum spatial extent recorded during the Mid-Holocene. The changes in potential area from the LGM are largely attributed to cold and aridity, which marked the climate of North Africa at that time ([Rognon 1987](#); [Stambouli-Essassi et al. 2007](#)). We identified four putative glacial refugia of Atlas cedar that overlap putative refugia within the Mediterranean region ([Médail et Diadema 2009](#)), though Atlas cedar was not investigated by the authors: Petite kabylie/de collo, Tlemcen Mountains, Rif mountains and Anti Atlas Mountains. By comparing the model of LGM with

palaeopalynological data, we were able to divide the glacial refugia zones of *C. atlantica* into 3 categories: (i) *Putative refugia predicted exclusively by our model* (potentially useful for palaeontologists). These refugia are, from East to West, Zeghouane and Djebel Serj in Tunisia, the greater part of the Algerian East (including low-lying areas), Ouled Nail Mountains, the mountains of Tiaret and Tlemcen in Algeria and Beni-Snassen Mountains, Debdou Mountains and the Western High Atlas Mountains in Morocco. (ii) *Refugia revealed by palynological investigations but not predicted by our model*. This includes only the Dar Fatma locality in Tunisia ([Ben Tiba et Reille 1982a](#); [Stambouli-Essassi et al. 2007](#)), which may be due to imperfections of the SDMs regarding model transferability in time ([Elith et Leathwick 2009](#)) or the downscaling of the bioclimatic data of this period by interpolation, which originally had a resolution of 2.5 minutes. (iii) *Refugia predicted by the model that overlap palaeorecords*: Garaat El-Ouez (at El-Kala) in Algeria ([Benslama et al. 2010](#)), indicating that Atlas cedar could occur at very low altitudes (less than 100 m), and the Lac Ifrah at 1610 m in Moroccan Middle Atlas ([Rhoujjati et al. 2010](#)).

We observed good agreement between the predictions of the Mid-Holocene model and the palaeorecord localities of *C. atlantica* during this period. These regions are the Rif ([Cheddadi et al. 2016](#)), Ifrah ([Rhoujjati et al. 2010](#)), Dayet Hachlaf ([Nourelbait et al. 2016](#)), Ait Ichou ([Tabel et al. 2016](#)), Tigalmamine ([Lamb et vanderKaars 1995](#)), and Ksabi ([Ballouche et Damblon 1988](#)) with a low probability (30%). The only one unpredicted suitable site of the Mid-Holocene model was Lac Sidi Ali ([Lamb et al. 1999](#)), probably due to transferability of the CM in time.

Palaeodata indicate that the evolution of Atlas cedar geographic distribution over time from the LGM was characterized by species extinction at low and moderate altitudes in Dar Fatma ([Stambouli-Essassi et al. 2007](#)) and Djebel El Ghorra in Tunisia ([Ben Tiba 1995](#)), at Garaat-El-Ouez ([Benslama et al. 2010](#)), at Châtaigneraie in Algeria ([Salamani 1993](#)), and at Lac Ifrah ([Rhoujjati et al. 2010](#)) in Morocco. Nevertheless, *C. atlantica* appeared at high altitude for the first time during the Mid-Holocene at Tigalmamine ([Lamb et al. 1989](#)), Lac Sidi Ali ([Lamb et al. 1999](#)), Dayet Hachlaf ([Nourelbait et al. 2016](#)) and Ait Ichou ([Tabel et al. 2016](#)).

The Mid-Holocene model showed, for example, that the Djurdjura was favourable for *C. atlantica* in only its eastern part while the Babors, Chelia and Ouled Yakoub were not favourable at all during this time. These findings suggest that Atlas cedar made its first appearance at these localities after 6000 BP. Similarly, the Middle Atlas and the Eastern High Atlas Mountains became entirely favourable only in recent time, as corroborated by the predictions of the current period (CM). This interpretation is supported by the density

probability graphs plotted for the quantitative environmental variables that were extracted according to current presence points of the species in all investigated time slices (see Annex IIIb and IIIc). Hence, we can conclude that the current Atlas cedar forests (at least in part) are the culmination of a long migration from glacial refugia along an altitudinal gradient (range shifts), leaving moderate altitudes to deciduous oaks, especially *Quercus canariensis* (Salamani 1993; Stambouli-Essassi *et al.* 2007; Cheddadi *et al.* 2009). Benito Garzón *et al.* (2007) focused on the same periods of time as our study, integrating SDMs for tree species in the Mediterranean region and showed similar range shifts.

4.4. Ongoing shifts and putative future refugia

Future projections and elevation probability density graphs (see Annex III d and III e) indicate a continuing migration of the species towards higher altitudes (in some localities) and an important contraction of its future potential area associated with anthropogenic climate change. This is similar to future shifts in response to climate change identified for other tree species (Thuiller 2003; Morin *et al.* 2008; Al-Qaddi *et al.* 2017). Moreover, Allen *et al.* (2010) reported the sensitivity of tree species to drought during recent decades. Tree-ring based studies of the response of *C. atlantica* to recent climate variations indicate that the species is not immune to such variations (Touchan *et al.* 2010; Slimani *et al.* 2014a) which likely explains the dieback seen in many North African cedar forests, for example, in the Aures (Kherchouche *et al.* 2012; Kherchouche *et al.* 2013b) and Middle Atlas Mountains (Linares *et al.* 2011).

Modelling outputs for future periods revealed an acceleration of range contraction between 2050-2070 compared to the present to 2050. Such rapid contraction may, counter-intuitively, preserve high genetic diversity and induce low differentiation between Atlas cedar populations as an evolutionary strategy of the species (Arenas *et al.* 2012).

Future climate change might affect the fecundity of *C. atlantica* given that climatic conditions play important roles in the temporal variation of fecundity (Krouchi *et al.* 2004). The pace of this change will lead to North African cedar populations being the high vulnerability and facing likely extirpation. This is a particular concern in the Algerian Tell, where we recorded very low chances for species survival, given that the adaptation of conifers would require more than 10 generations as reported by Rehfeldt *et al.* (2002).

The results showing putative zones of future refugia indicated an alarming spatial configuration characterized by the disappearance of Algerian Tell cedar forests and those of the Moroccan High Atlas. However, these results appear more optimistic than those from mechanistic approaches (Demarteau *et al.* 2007; Cheddadi *et al.* 2009), which predicted the Western High Atlas as the only future refugium of the species. This region and the Tlemcen

Mountains will likely experience an expansion of the Mediterranean Climate Extent (MCE) *sensu* [Klausmeyer et Shaw \(2009\)](#). In view of this observation, they might constitute the most suitable areas for the *ex situ* conservation of the species. If RCP 4.5 is realized, other refugial areas close to the current Atlas cedar forests (Aures, Rif, Middle Atlas) will increase the possibility of natural persistence and adaptation of *C. atlantica* in these regions.

Overall, our contribution has shown the ability of SDMs to increase our understanding of potential distribution dynamics of *C. atlantica* across time. Potential palaeodistributions provided a complement to palaeopalynological studies and helped reduce the subjectivity of past geographic patterns of this species by offering a spatially explicit hypothesis at a broad scale. The current and future predicted potential distributions may greatly improve decision making in conservation planning and reforestation programmes. Special attention should be paid by conservation practitioners to (i) the resolution of the present and future output maps and (ii) the current biotic interactions and those that may arise under climate change.

References

- Abdessemed K. 1981.** Le cèdre de l'Atlas dans les massifs de l'Aures et du Bézema. Etude phytosociologique et problème de conservation et d'aménagement. Thèse de Docteur-Ingénieur, Université d'Aix Marseille III, France, 199 p.
- Abdessemed K. 1984.** Les problèmes de la dégradation des formations végétales dans l'Aurès (Algérie) Première partie : La dégradation, ses origines et ses conséquences. *For Méditerran.* 6, 1: 19-28.
- Achhal A, Akabli O, Barbero M, Benabid A, M'Hirit A, Peyre C, Quézel P, Rivas-Martinez S. 1980.** A propos de la valeur bioclimatique et dynamique de quelques essences forestières au Maroc. *Ecol Medit.* 5: 211-249.
- Al-Qaddi N, Vessella F, Stephan J, Al-Eisawi D, Schirone B. 2017.** Current and future suitability areas of kermes oak (*Quercus coccifera* L.) in the Levant under climate change. *Reg Environ Change.* 17, 1: 143-156. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-016-0987-2>.
- Alba-Sánchez F, López-Sáez JA, Pando BB-d, Linares JC, Nieto-Lugilde D, López-Merino L. 2010.** Past and present potential distribution of the Iberian *Abies* species: a phytogeographic approach using fossil pollen data and species distribution models. *Divers Distrib.* 16, 2: 214-228. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00636.x>.
- Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg ET. 2010.** A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecol Manag.* 259, 4: 660-684. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>.
- Anderson RP, Martínez-Meyer E. 2004.** Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biol Conserv.* 116, 2: 167-179. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00187-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00187-3).
- Arar A, Tabet S, Nouidjem Y, Bounar R, Chenchouni H. 2019.** Projected Small-Scale Range Reductions of *Cedrus atlantica* Forests Due to Climate Change at the Belezma National Park (Algeria). In: *Exploring the Nexus of Geoecology, Geography, Geoarchaeology and Geotourism: Advances and Applications for Sustainable Development in Environmental Sciences and Agroforestry Research*: 15-19.
- Araújo MB, Whittaker RJ, Ladle RJ, Erhard M. 2005.** Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecol Biogeogr.* 14, 6: 529-538. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-822x.2005.00182.x>.
- Arenas M, Ray N, Currat M, Excoffier L. 2012.** Consequences of Range Contractions and Range Shifts on Molecular Diversity. *Mol Biol Evol.* 29, 1: 207-218. DOI: <http://dx.doi.org/10.1093/molbev/msr187>.
- Attorre F, Francesconi F, Scarnati L, De Sanctis M, Alfo M, Bruno F. 2008.** Predicting the effect of climate change on tree species abundance and distribution at a regional scale. *Iforest.* 1: 132-139. DOI: <http://dx.doi.org/10.3832/ifor0467-0010132>.
- Aussenac G. 1984.** Le Cèdre, essai d'interprétation bioclimatique et écophysologique. *Bull Soc bot France Actual bot.* 131, 2-4: 385-398.
- Austin MP. 2002.** Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecol Model.* 157, 2-3: 101-118. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3).
- Bahn V, McGill BJ. 2013.** Testing the predictive performance of distribution models. *Oikos.* 122, 3: 321-331. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.00299.x>.
- Ballouche A, Damblon F. 1988.** Nouvelles données palynologiques sur la végétation holocène du Maroc. Actes X^e Symposium APLF Travaux de la section scientifique et technique Institut français de Pondichéry. 25: 83-90.
- Ben Tiba B. 1995.** Cinq millénaires d'histoire de la végétation à Djebel El Ghorra, Tunisie septentrionale. 2nd Symposium on African Palynology, Tervuren (Belgium) *Publ Occas CIFEG.* 31: 49-55.
- Ben Tiba B, Reille M. 1982a.** Recherches pollenanalytiques dans les montagnes de Kroumirie (Tunisie septentrionale) : premiers résultats. *Ecol Medit.* 8, 4: 75-86.
- Ben Tiba B, Reille M. 1982b.** Recherches pollenanalytiques dans les montagnes de Kroumirie (Tunisie septentrionale) : premiers résultats. *Ecol Mediterr.* 8, 4: 75-86.
- Benabid A. 1985.** Les écosystèmes forestiers, préforestiers et prestépiques du Maroc: diversité, répartition biogéographique et problèmes posés par leur aménagement. *Forêt Médit.* 7, 1: 53-64.
- Benabid A. 1994.** Biogéographie phytosociologie et phytodynamique des cédraies de l'Atlas *Cedrus atlantica* (Manetti). *Ann Rech For Maroc.* 27: 61-76.

- Benito BM, Martinez-Ortega MM, Munoz LM, Lorite J, Penas J. 2009.** Assessing extinction-risk of endangered plants using species distribution models: a case study of habitat depletion caused by the spread of greenhouses. *Biodivers Conserv.* 18, 9: 2509-2520. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-009-9604-8>.
- Benito Garzón M, Sánchez de Dios R, Sáinz Ollero H. 2007.** Predictive modelling of tree species distributions on the Iberian Peninsula during the Last Glacial Maximum and Mid-Holocene. *Ecography.* 30, 1: 120-134. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04813.x>.
- Bensaid S, Gasmi A, Benhafied I. 2006.** Les forêts d'Algérie, de Césarée la romaine à ce jour. *Forêt Médit.* 27, 3: 267-274.
- Bensaid S, Hamimi S, Tabti W. 1998.** La question du reboisement en Algérie. *Sécheresse.* 9, 1: 5-11.
- Benslama M, Andrieu-Ponel V, Guiter F, Reille M, de Beaulieu JL, Migliore J, Djamali M. 2010.** Nouvelles contributions à l'histoire tardiglaciaire et holocene de la végétation en Algérie: analyses polliniques de deux profils sédimentaires du complexe humide d'El-Kala. *Comptes rendus biologies.* 333, 10: 744-754. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.crv.2010.08.002>.
- Bentlage B, Peterson AT, Cartwright P. 2009.** Inferring distributions of chirodropid box-jellyfishes (Cnidaria: Cubozoa) in geographic and ecological space using ecological niche modeling. *Mar Ecol Prog Ser.* 384: 121-133. DOI: <http://dx.doi.org/10.3354/meps08012>.
- Bentouati A, Bariteau M. 2006.** Réflexions sur le dépérissement du Cèdre de l'Atlas des Aurès (Algérie). *For Méditerran.* 27, 4: 317-322.
- Bouahmed A. 2012.** Application d'un Système d'Information Géographique à la cartographie phytosociologique de la cédraie mixte des Aït Ouabane (Djurdjura Nord-Est). Mémoire de Magister, Université Ziane Achour de Djelfa, Algérie, 99 p.
- Boudy P. 1950.** Économie forestière nord-africaine. Tome II : Monographies et traitements des essences forestières. Larose, Paris, 878 p.
- Boudy P. 1955.** Économie forestière nord-africaine. Tome IV : Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie. vol 4. Larose, Paris, 484 p.
- Brown JL. 2014.** SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods Ecol Evol.* 5, 7: 694-700. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12200>.
- Buckley TR, Marske KA, Attanayake D. 2009.** Identifying glacial refugia in a geographic parthenogen using palaeoclimate modelling and phylogeography: the New Zealand stick insect *Argosarchus horridus* (White). *Mol Ecol.* 18, 22: 4650-4663. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04396.x>.
- Campredon J. 1934.** Le bois de cèdre. Étude des propriétés physiques et mécaniques de quelques bois exotiques. *Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherches et Expériences.* 5, 2: 179-220.
- Chbouki N. 1994.** Une synthèse dendroclimatique du cèdre de l'Atlas. *Annales de la Recherche Forestière au Maroc.* 27: 33-59.
- Cheddadi R, Bouaissa O, Rhoujjati A, Dezileau L. 2016.** Environmental changes in the moroccan western rif mountains over the last 9,000 years. *Quaternaire.* 27, 1: 15-25. DOI: <http://dx.doi.org/10.4000/quaternaire.7517>.
- Cheddadi R, Fady B, François L, Hajar L, Suc JP, Huang K, Demarteau M, Vendramin GG, Ortu E. 2009.** Putative glacial refugia of *Cedrus atlantica* deduced from Quaternary pollen records and modern genetic diversity. *J Biogeogr.* 36, 7: 1361-1371. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.02063.x>.
- Combe A. 1889.** Les forêts de l'Algérie. Giralt, Algiers, 72 p.
- Coro G, Pagano P, Ellenbroek A. 2013.** Combining simulated expert knowledge with Neural Networks to produce Ecological Niche Models for *Latimeria chalumnae*. *Ecol Model.* 268: 55-63. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.08.005>.
- Courbet F. 1991.** Tarif de cubage à deux entrées pour le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti en France). *Rev For Fr.* 43, 3: 215-226. DOI: <http://dx.doi.org/10.4267/2042/26200>.
- Currey DR. 1974.** Continentality of extratropical climates. *Ann Assoc Am Geogr.* 64, 2: 268-280.
- Damnati B, Ben Hardouze H, Guibal F, Hoffsummer P. 2014.** Reconstitution du climat en se basant sur la dendroclimatologie : étude préliminaire du cas du cèdre de l'Atlas (moyen Atlas marocain). *Actes RQM6:* 101-106.
- De Smet K, Bouaza F. 1984.** La structure forestière du mont Babor. *Silva Gandavensis.* 50: 65-84.
- De Souza Muñoz ME, De Giovanni R, De Siqueira MF, Sutton T, Brewer P, Pereira RS, Canhos DAL, Canhos VP. 2009.** openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *GeoInformatica.* 15, 1: 111-135. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10707-009-0090-7>.
- Demarteau M, François L, Cheddadi R, Roche E. 2007.** Réponses de *Cedrus atlantica* aux changements climatiques passés et futurs. *Geo-Eco-Trop.* 31: 105-146.

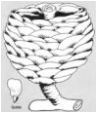
- Derridj A. 1990.** Etude des populations de *Cedrus atlantica* Manetti en Algérie. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, France, 288 p.
- DGF. 2007.** (Direction générale des forêts, Algérie) : <http://www.dgf.gov.dz/index.php?rubrique=statistiques§ion=indicateurs>.
- El Azzouzi K, Keller R. 1998.** Propriétés technologiques du bois de cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti). For Méditerr. 19, 1: 11-33.
- Elith J, Leathwick JR. 2009.** Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. Annu Rev Ecol Evol Syst. 40, 1: 677-697. DOI: <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>.
- Emberger L. 1930.** La végétation de la région méditerranéenne Essai d'une classification des groupements végétaux. Rev Gen Bot. 42: 641-662.
- Emberger L. 1938a.** Contribution à la connaissance des Cèdres et en particulier du Deodar et du Cèdre de l'Atlas. Revue de Botanique appliquée & d'Agriculture Tropicale. 18, 198: 77-92.
- Emberger L. 1938b.** Les arbres du Maroc et comment les reconnaître. Editions Larose, Paris, 317 p.
- Ezzahiri M, Belghazi B, Bahmad M. 1994.** Bilan de la régénération naturelle de la cédraie dans les parcelles clôturée du moyen Atlas, Maroc. Annales de la Recherche Forestière au Maroc. 27: 259-268.
- Faurel L, Laffite R. 1949.** Facteurs de répartition des cédraies dans les massifs de l'Aurès et du Bézema. Bull Soc Hist Nat Afr N. 40: 178-186.
- Fawcett T. 2006.** An introduction to ROC analysis. Pattern Recognit Lett. 27, 8: 861-874. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.patrec.2005.10.010>.
- Ferraz KMPMB, Ferraz SFdB, Paula RCd, Beisiegel B, Breitenmoser C. 2012.** Species distribution modeling for conservation purposes. Nat Conservação. 10, 2: 214-220. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.032>.
- Fielding AH, Bell JF. 1997.** A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environ Conserv. 24, 1: 38-49. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892997000088>.
- Franklin J. 1995.** Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. Prog Phys Geogr. 19, 4: 474-499. DOI: <http://dx.doi.org/10.1177/030913339501900403>.
- Franklin J. 2010.** Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, United Kingdom, 320 p.
- Franklin J. 2013.** Species distribution models in conservation biogeography: developments and challenges. Divers Distrib. 19, 10: 1217-1223. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12125>.
- Ghailoule D, Rossi J-P, Lieutier F. 2012.** Caractérisation spatio-temporelle du dépérissement du cèdre (*Cedrus atlantica* Manetti) dans deux peuplements du Moyen Atlas marocain : Résultats préliminaires. MEDINSECT 3 Symposium "Entomological Research in Mediterranean Forest Ecosystems", 8-11-Mai, Hammamet (Tunis) In Annales de l'INRGREF. 17 (Numéro spécial): 145-156.
- Giannini TC, Saraiva AM, Alves-dos-Santos I. 2010.** Ecological niche modeling and geographical distribution of pollinator and plants: A case study of *Peponapis fervens* (Smith, 1879) (Eucerini: Apidae) and *Cucurbita* species (Cucurbitaceae). Ecol Inform. 5, 1: 59-66. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2009.09.003>.
- Giorgi F, Lionello P. 2008.** Climate change projections for the Mediterranean region. Global and planetary change. 63, 2-3: 90-104.
- Gougeon FA, Leckie DG. 2003.** Extraction d'information forestière à partir d'images à haute résolution spatiale en utilisant une méthode de reconnaissance individuelle des cimes d'arbres. Centre de foresterie du Pacifique, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Victoria, rapport d'information BC-X-396F: 25 P.
- Guisan A, Edwards TC, Hastie T. 2002.** Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. Ecol Model. 157, 2-3: 89-100. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00204-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1).
- Guisan A, Thuiller W. 2005.** Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. Ecol Lett. 8, 9: 993-1009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>.
- Guisan A, Zimmermann NE. 2000.** Predictive habitat distribution models in ecology. Ecol Model. 135, 2-3: 147-186. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9).
- Hand DJ. 2009.** Measuring classifier performance: a coherent alternative to the area under the ROC curve. Mach Learn. 77, 1: 103-123. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10994-009-5119-5>.
- Hidalgo PJ, Marin JM, Quijada J, Moreira JM. 2008.** A spatial distribution model of cork oak (*Quercus suber*) in southwestern Spain: A suitable tool for reforestation. Forest Ecol Manag. 255, 1: 25-34. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.07.012>.

- Hutchinson GE. 1957.** Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology. 22: 415– 427.
- IPCC. 2007.** Climate Change 2007: Synthesis Report. Summary for Policymakers. Available at: http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_spm.pdf.
- Jaryan V, Datta A, Uniyal SK, Kumar A, Gupta RC, Singh RD. 2013.** Modelling potential distribution of *Sapium sebiferum* - an invasive tree species in western Himalaya. Curr Sci. 105, 9: 1282-1288.
- Johnson CJ, Gillingham MP. 2005.** An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning. Environ Conserv. 32, 2: 117-128. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892905002171>.
- Kaabeche M. 1996.** Les relations climat-végétation dans le bassin du Hodna (Algérie). Acta Bot Gallica. 143, 1: 85-94.
- Kherchouche D, Kalla M, Gutierrez E, Briki A, Hamchi A. 2013a.** La sécheresse et le dépérissement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le massif du Bélezma (Algérie). Sécheresse. 24, 2: 129-137. DOI: <http://dx.doi.org/10.1684/sec.2013.0384>.
- Kherchouche D, Kalla M, Gutierrez E, Briki A, Hamchi A. 2013b.** La sécheresse et le dépérissement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le massif du Bélezma (Algérie). Secheresse. 24, 2: 129-137. DOI: <http://dx.doi.org/10.1684/sec.2013.0384>.
- Kherchouche D, Kalla M, Gutiérrez EM, Attalah S, Bouzghaia M. 2012.** Impact of droughts on *Cedrus atlantica* forests dieback in the Aurès (Algeria). Journal of Life Sciences. 6, 11: 1262-1269. DOI: <http://dx.doi.org/10.17265/1934-7391/2012.11.011>.
- Klausmeyer KR, Shaw MR. 2009.** Climate Change, Habitat Loss, Protected Areas and the Climate Adaptation Potential of Species in Mediterranean Ecosystems Worldwide. PloS one. 4, 7: e6392. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0006392>.
- Krouchi F, Derridj A, Lefèvre F. 2004.** Year and tree effect on reproductive organisation of *Cedrus atlantica* in a natural forest. Forest Ecol Manag. 197, 1-3: 181-189. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.05.013>.
- Lamb H, Eicher U, Switsur V. 1989.** An 18,000-year record of vegetation, lake-level and climatic change from Tigalmamine, Middle Atlas, Morocco. J Biogeogr. 65-74. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/2845311>.
- Lamb H, Roberts N, Leng M, Barker P, Benkaddour A, van der Kaars S. 1999.** Lake evolution in a semi-arid montane environment: response to catchment change and hydroclimatic variation. J Paleolimnol. 21, 3: 325-343. DOI: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1008099602205>.
- Lamb HF, vanderKaars S. 1995.** Vegetational response to holocene climatic change: Pollen and palaeolimnological data from the Middle Atlas, Morocco. Holocene. 5, 4: 400-408. DOI: <http://dx.doi.org/10.1177/095968369500500402>.
- Leidenberger S, Obst M, Kulawik R, Stelzer K, Heyer K, Hardisty A, Bourlat SJ. 2015.** Evaluating the potential of ecological niche modelling as a component in marine non-indigenous species risk assessments. Marine pollution bulletin. 97, 1-2: 470-487. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.033>.
- Lepoutre B, Pujos A. 1964.** Facteurs climatiques déterminant les conditions de germination et d'installation des plantules de cèdre. Ann Rech For Maroc. 7: 21-54.
- Linares JC, Taïqui L, Camarero JJ. 2011.** Increasing drought sensitivity and decline of Atlas cedar (*Cedrus atlantica*) in the moroccan middle Atlas forests. Forests. 2, 3: 777-796. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/f2030777>.
- M'Hirit O. 1999.** Le Cèdre de l'Atlas à travers le réseau Silva mediterranea «Cèdre». Bilan et perspectives. Forêt Médit. 20, 3: 91-100.
- M'Hirit O, Benzyane M. 2006.** Le cèdre de l'Atlas: Mémoire du temps. Mardaga, Maroc, 288 p.
- Madoui A, Gehu J-M. 1999.** Etat de la végétation dans la forêt du Bou-Taleb: Mont du Hodna, Algérie. For Méditerr. 20, 4: 162-168.
- Maire R. 1924.** Etudes sur la végétation et la flore du grand Atlas et du moyen Atlas marocains. Mem Soc Sci Nat du Maroc. 7: 220 p.
- Manel S, Williams HC, Ormerod SJ. 2001.** Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. J Appl Ecol. 38, 5: 921-931. DOI: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00647.x>.
- Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W. 2009.** Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. Divers Distrib. 15, 1: 59-69. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x>.
- Martínez-Meyer E, Peterson AT. 2006.** Conservatism of ecological niche characteristics in North American plant species over the Pleistocene-to-Recent transition. J Biogeogr. 33, 10: 1779-1789. DOI: http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01482_33_10.x.

- Martínez-Meyer E, Townsend Peterson A, Hargrove WW. 2004.** Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity. *Global Ecol Biogeogr.* 13, 4: 305-314. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00107.x>.
- Médail F, Diadema K. 2009.** Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *J Biogeogr.* 36, 7: 1333-1345.
- Meharzi MK. 1994.** Le rôle de l'orographie dans la répartition spatiale des précipitations dans le massif de l'Aurès. *Méditerranée*: 73-78. DOI: <http://dx.doi.org/10.3406/medit.1994.2861>.
- Messaoudène M, Rabhi K, Megdoud A, Sarmoun M, Dahmani-Megrerouche M. 2013.** Etat des lieux et perspectives des cédraies algériennes. *Forêt Médit.* 34, 4: 341-346.
- Morin X, Viner D, Chuine I. 2008.** Tree species range shifts at a continental scale: new predictive insights from a process-based model. *J Ecol.* 96, 4: 784-794. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01369.x>.
- Mouna M. 2009.** Phaenops marmottani Fairmaire (Coleoptera Buprestidae), xylophage primaire pour le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Man.). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie.* 31, 2: 85-90.
- Navarro-Cerrillo RM, Sarmoun M, Gazol A, Abdoun F, Camarero JJ. 2019.** The decline of Algerian *Cedrus atlantica* forests is driven by a climate shift towards drier conditions. *Dendrochronologia.* 55: 60-70. DOI: <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.04.003>.
- Nègre R. 1952.** Observations phytosociologiques et écologiques sommaires sur la cédraie de Kissarit (Brigade forestière de Ain Leuh Moyen Atlas Central). *Phyton.* 4/1-3: 59-71.
- Nourelbait M, Rhoujjati A, Benkaddour A, Carré M, Eynaud F, Martinez P, Cheddadi R. 2016.** Climate change and ecosystems dynamics over the last 6000 years in the Middle Atlas, Morocco. *Clim Past.* 12, 4: 1029-1042. DOI: <http://dx.doi.org/10.5194/cp-12-1029-2016>.
- Paine DP, Kiser JD. 2012.** Aerial Photography and Image Interpretation. 3rd Edition edn. John Wiley & Sons, Inc., USA, 648 p.
- Pavari A. 1927.** Il *Cedrus atlantica* in Italia. *Bulletin Sylva Mediterranea*: 8-15.
- Pearman PB, Randin CF, Broennimann O, Vittoz P, Knaap WOvd, Engler R, Lay GL, Zimmermann NE, Guisan A. 2008.** Prediction of plant species distributions across six millennia. *Ecol Lett.* 11, 4: 357-369. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01150.x>.
- Pearson RG. 2010.** Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. *Lessons in Conservation - American Museum of Natural History.* 3: 54-89.
- Peterson AT, Papes M, Soberón J. 2008.** Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecol Model.* 213, 1: 63-72. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>.
- Peterson AT, Soberón J. 2012.** Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Nat Conservação.* 10, 2: 102-107. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.019>.
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Martínez-Meyer E, Nakamura M, Araújo MB. 2011.** Ecological niches and geographic distributions. vol 49. Princeton University Press, Princeton, 314 p.
- Peterson AT, Soberón J, Sánchez-Cordero V. 1999.** Conservatism of Ecological Niches in Evolutionary Time. *Science.* 285, 5431: 1265-1267. DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.285.5431.1265>.
- Phillips SJ. 2008.** Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modelling: a response to Peterson et al. (2007). *Ecography.* 31, 2: 272-278. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5378.x>.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Model.* 190, 3-4: 231-259. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- Phillips SJ, Dudík M, Schapire RE. 2004.** A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning, Banff (Canada)*: 655-662.
- Pike DA. 2013.** Climate influences the global distribution of sea turtle nesting. *Global Ecol Biogeogr.* 22, 5: 555-566. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12025>.
- Pons A. 1998.** L'histoire du genre *Cedrus* d'après les données paléobotaniques disponibles. *For Méditerr.* 19, 3: 236-242.
- Pons A, Reille M. 1984.** Originalité de l'histoire climatique des pourtours de la Méditerranée occidentale durant le Pléistocène supérieur par rapport à celle de l'Europe occidentale. *Bull Soc bot France Actual bot.* 131, 2-4: 69-76. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/01811789.1984.10826648>.

- Pouteau R, Meyer JY, Stoll B. 2011.** A SVM-based model for predicting distribution of the invasive tree *Miconia calvenscens* in tropical rainforests. *Ecol Model.* 222, 15: 2631-2641. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.04.030>.
- Provencher L, Dubois J-MM. 2007.** Précis de télédétection : Volume 4 Méthodes de photointerprétation et d'interprétation d'image. Presses de l'Université du Québec, Québec, 468 p.
- Quézel P. 1998.** Cèdres et cédraies du pourtour méditerranéen: signification bioclimatique et phytogéographique. *For Méditerran.* 19, 3: 243-260.
- Quézel P, Barbero M, Loisel R. 1990.** Les reboisements en région méditerranéenne. Incidences biologiques et économiques. *Forêt Médit.* 12, 2: 103-114.
- R Development Core Team. 2013.** R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Randin CF, Dirnböck T, Dullinger S, Zimmermann NE, Zappa M, Guisan A. 2006.** Are niche-based species distribution models transferable in space? *J Biogeogr.* 33, 10: 1689-1703. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01466.x>.
- Rehfeldt GE, Tchebakova NM, Parfenova YI, Wykoff WR, Kuzmina NA, Milyutin LI. 2002.** Intraspecific responses to climate in *Pinus sylvestris*. *Global Change Biol.* 8, 9: 912-929. DOI: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00516.x>.
- Rhoujjati A, Cheddadi R, Taïeb M, Baali A, Ortu E. 2010.** Environmental changes over the past c. 29,000 years in the Middle Atlas (Morocco): A record from Lake Ifrah. *J Arid Environ.* 74, 7: 737-745. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.09.006>.
- Rognon P. 1987.** Late quaternary climatic reconstruction for the Maghreb (North Africa). *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol.* 58, 1: 11-34. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0031-0182\(87\)90003-4](http://dx.doi.org/10.1016/0031-0182(87)90003-4).
- Salamani M. 1993.** Premières données paléophytogéographiques du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) dans la région de Grande Kabylie (NE Algérie). *Palynosciences.* 2: 147-155.
- Seltzer P. 1946.** Le climat de l'Algérie. Travaux de l'institut de météorologie et de physique du Globe de l'Algérie (hors série), Université d'Alger, Algérie, 219 p.
- Slimani S, Derridj A, Gutierrez E. 2014a.** Ecological response of *Cedrus atlantica* to climate variability in the Massif of Guetiane (Algeria). *Forest Syst.* 23, 3: 448-460. DOI: <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2014233-05175>.
- Slimani S, Touchan R, Derridj A, Kherchouche D, Gutierrez E. 2014b.** Fire history of Atlas cedar (*Cedrus atlantica* Manetti) in Mount Chelia, northern Algeria. *J Arid Environ.* 104: 116-123. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.02.008>.
- Stambouli-Essassi S, Roche E, Bouzid S. 2007.** Evolution de la végétation et du climat dans le Nord-ouest de la Tunisie au cours des 40 derniers millénaires. *Geo-Eco-Trop.* 31: 171-214.
- Stockwell D. 2006.** Niche Modeling: Predictions from Statistical Distributions. Chapman & Hall/CRC, London, London, 224 p.
- Sutton T, Giovanni R, Ferreira M. 2007.** Introduction à OpenModeller: Un ensemble de bibliothèques pour la modélisation des niches fondamentales. *Journal de l'OSGeo.* 1, 1: 2-7.
- Swets JA. 1988.** Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science.* 240, 4857: 1285-1293. DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.3287615>.
- Tabel J, Khater C, Rhoujjati A, Dezileau L, Bouimetarhan I, Carre M, Vidal L, Benkaddour A, Nourelbait M, Cheddadi R. 2016.** Environmental changes over the past 25 000 years in the southern Middle Atlas, Morocco. *J Quaternary Sci.* 31, 2: 93-102. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/jqs.2841>.
- Tabet S, Belhemra M, Francois L, Arar A. 2018.** Evaluation by prediction of the natural range shrinkage of *Quercus ilex* L. in eastern Algeria. *Forestist.* 68, 1: 7-15.
- Tarkesh M, Jetschke G. 2012.** Comparison of six correlative models in predictive vegetation mapping on a local scale. *Environ Ecol Stat.* 19, 3: 437-457. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10651-012-0194-3>.
- Terrab A, Paun O, Talavera S, Tremetsberger K, Arista M, Stuessy TF. 2006.** Genetic diversity and population structure in natural populations of Moroccan Atlas cedar (*Cedrus atlantica*; Pinaceae) determined with cpSSR markers. *Am J Bot.* 93, 9: 1274-1280. DOI: <http://dx.doi.org/10.3732/ajb.93.9.1274>.
- Thomas P. 2013.** *Cedrus atlantica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42303A2970716. DOI: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42303A2970716.en>.
- Thorn JS, Nijman V, Smith D, Nekaris KAI. 2009.** Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: *Nycticebus*). *Divers Distrib.* 15, 2: 289-298. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00535.x>.
- Thuiller W. 2003.** BIOMOD—optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biol.* 9, 10: 1353-1362.
- Thuiller W. 2004.** Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biol.* 10, 12: 2020-2027. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00859.x>.

- Thuiller W, Araújo MB, Lavorel S. 2003.** Generalized models vs. classification tree analysis: Predicting spatial distributions of plant species at different scales. *J Veg Sci.* 14, 5: 669-680. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02199.x>.
- Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, Araújo MB. 2009.** BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography.* 32, 3: 369-373. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>.
- Till C, Guiot J. 1990.** Reconstruction of precipitation in Morocco since 1100 AD based on *Cedrus atlantica* tree-ring widths. *Quat Res.* 33, 3: 337-351. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0033-5894\(90\)90060-X](http://dx.doi.org/10.1016/0033-5894(90)90060-X).
- Toth J. 1973.** Première approche de la production potentielle du cèdre de l'Atlas dans le sud de la France. *Rev For Fr.* 25, 5: 381-389. DOI: <http://dx.doi.org/10.4267/2042/20758>.
- Toth J. 2005.** Le cèdre de France: étude approfondie de l'espèce. L'Harmattan, Paris, 207 p.
- Touchan R, Anchukaitis KJ, Meko DM, Sabir M, Attalah S, Aloui A. 2010.** Spatiotemporal drought variability in northwestern Africa over the last nine centuries. *Clim Dynam.* 37, 1-2: 237-252. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00382-010-0804-4>.
- Urbina-Cardona JN, Flores-Villela O. 2010.** Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology.* 24, 4: 1031-1041. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01432.x>.
- Vessella F, Schirone B. 2013.** Predicting potential distribution of *Quercus suber* in Italy based on ecological niche models: Conservation insights and reforestation involvements. *Forest Ecol Manag.* 304: 150-161. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.006>.
- Vessella F, Simeone MC, Schirone B. 2015.** *Quercus suber* range dynamics by ecological niche modelling: from the Last Interglacial to present time. *Quat Sci Rev.* 119: 85-93. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.quascirev.2015.04.018>.
- Wei T, Simko V. 2016.** corrplot: Visualization of a correlation matrix. R package version 0.77. <https://cran.r-project.org/web/packages/corrplot/>.
- Wickham H. 2009.** ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer, New York, 212 p.
- Wilson JS, Pitts JP. 2012.** Identifying Pleistocene refugia in North American cold deserts using phylogeographic analyses and ecological niche modelling. *Divers Distrib.* 18, 11: 1139-1152. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00902.x>.
- Yahi N, Djellouli Y. 2010.** Groupements forestiers et préforestiers à *Cedrus atlantica* Manetti d'Algérie: état des connaissances et dynamique des syntaxons. *Rev For Fr.* 62, 3-4: 309-316. DOI: <http://dx.doi.org/10.4267/2042/38945>.
- Yahi N, Djellouli Y, de Foucault B. 2008.** Diversités floristique et biogéographique des cédraies d'Algérie. *Acta Bot Gallica.* 155, 3: 389-402. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/12538078.2008.10516119>.
- Yang X-Q, Kushwaha SPS, Saran S, Xu J, Roy PS. 2013.** Maxent modeling for predicting the potential distribution of medicinal plant, *Justicia adhatoda* L. in Lesser Himalayan foothills. *Ecol Eng.* 51: 83-87. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.004>.
- Zhang M-G, Zhou Z-K, Chen W-Y, Slik JWF, Cannon CH, Raes N. 2012.** Using species distribution modeling to improve conservation and land use planning of Yunnan, China. *Biol Conserv.* 153: 257-264. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.023>.



Chapitre IV

**Zones propices au reboisement et au boisement
avec *Cedrus atlantica* de la région
méditerranéenne algérienne**



1. Introduction

De par leurs richesses en éléments spécifiques rares, menacés ou endémiques, les cédraies algériennes constituent un important réservoir de biodiversité ([Yahi et al. 2008](#)). Ces cédraies se rencontrent sous plusieurs bioclimats du climat méditerranéen et divers substrats géologiques. Elles occupent les montagnes de l'Atlas tellien et saharien s'élevant à plus de 1300 m d'altitude, correspondant aux étages de végétation supra et montagnard méditerranéens ([Derridj 1990](#); [Quézel 1998](#)).

Durant les deux derniers millénaires, les cédraies n'étaient pas épargnées du déboisement qu'a connu la région nord africaine, vu la succession de plusieurs colonisations ([Buffault 1941](#); [Bensaid et al. 2006](#)), de par la valeur qu'offrait son bois, pour la construction navale ainsi que pour la fabrication des temples et édifices ([M'Hirit et Benziane 2006](#)). A l'époque contemporaine, particulièrement pendant la colonisation française, l'exploitation abusive de la forêt de cèdre en Algérie a conduit à la disparition de cédraies entières ou à des états très avancées de dégradation des cédraies, caractérisés par de vieilles futaies où la régénération est presque inexistante ([Boudy 1955](#)). Dans le même ordre d'idées, la forêt naturelle de cèdre en Algérie a passée d'une superficie de 37,910 ha ([Combe 1889](#)) à seulement 16,000 ha ([DGF 2007](#)), soit une réduction de 58% dans 120 ans. Le dépérissement alarmant de l'espèce durant ces dernières décennies suite aux périodes de sécheresse prolongées et à l'aridification du climat, surtout pour ses forêts méridionales, constituent le fait le plus frappant ([Kherchouche et al. 2013](#); [Zine El Abidine et al. 2013](#)). Toutefois, un changement de croissance du cèdre a été détecté ([Navarro-Cerrillo et al. 2019](#)) et des observations d'immigration récente de l'espèce vers les hautes altitudes nord africaines ont été enregistrées ([Rhanem 2011](#); [Cheddadi et al. 2017](#)).

Les études relatives à l'évolution de l'aire potentielle de *Cedrus atlantica* à l'échelle nord-africaine ont mis en évidence la contraction de cette aire à travers le temps depuis la dernière glaciation ([Bouahmed et al. 2019](#)). Ils prédisent aussi un changement de l'aire de l'espèce, voir sa disparition dans les prochaines décennies dans certaines localités, si les scénarios futurs de changements climatiques d'origine anthropiques se réaliseront ([Demarteau et al. 2007](#); [Cheddadi et al. 2009](#)).

Depuis l'indépendance de l'Algérie, *C. atlantica* n'a pas reçu une bonne considération dans les programmes de reboisement vu la marginalité des superficies reboisées ([Derridj 1990](#); [Rabhi 2015](#); [Rabhi et al. 2018](#)). En l'occurrence, ces programmes ont reçu beaucoup de critiques quant au choix des essences et des provenances ([Bensaid et al. 1998](#)).

Les modèles de distribution d'espèces ont connu ces dernières décennies une expansion importante, et sont considérés comme des outils prometteurs pour la

conservation des espèces et/ou des écosystèmes ([Ferraz et al. 2012](#); [Zhang et al. 2012](#); [Franklin 2013](#)). Pour les espèces d'arbre, ces techniques sont appliquées par exemple pour prédire leurs distributions potentielles passées, actuelles et futures ([Benito Garzón et al. 2007](#); [Bouahmed et al. 2019](#)), pour évaluer le risque d'invasion ([Jaryan et al. 2013](#)) ainsi que pour des fins de gestion et de reboisement ([Pecchi et al. 2019](#)).

L'application de paramètres de restriction ou "données auxiliaires" *sensu* [Peterson et al. \(2011\)](#) sur les sorties des SDMs peut permettre de produire des cartes sur des zones propices pour répondre aux besoins des programmes de reboisement et de boisement ([Vessella et Schirone 2013](#); [López-Tirado et Hidalgo 2014](#)). Procédant ainsi, Cette partie de la thèse répond aux objectifs suivants : (i) apporter une réponse sur la problématique du reboisement par le cèdre en Algérie et (ii) fournir une solution à grande échelle pour les gestionnaires forestiers quant au choix des localités géographiques réunissant les conditions bioclimatiques et topographiques de l'espèce dans le cadre de sa conservation.

2. Matériel et méthodes

2.1. La région méditerranéenne algérienne

La région méditerranéenne algérienne (RMA) est située géographiquement entre les longitudes -2° 28' Ouest et 8° 40' Est et entre les latitudes 31° 49' Nord à 37° 5' Nord. Elle est limitée au nord par la mer méditerranée, au sud par le Sahara algérien à l'Ouest par le Maroc et à l'Est par la Tunisie. La RMA présente une superficie de 449540 km² soit presque 19% de la superficie totale de l'Algérie. Elle renferme les zones côtières, l'Atlas tellien, les hauts plateaux et l'Atlas Saharien.

Les limites de la RMA que nous avons adopté pour cette étude (figure 1) sont issues du travail de [Olson et al. \(2001\)](#). Les limites correspondent aux écorégions nommées "Mediterranean Forests, Woodlands and Scrub" : Forêts, terres boisées et broussailles méditerranéennes. Ces écorégions sont caractérisées par des étés chauds et secs, tandis que les hivers ont tendance à être frais et humides. La couche vectorielle définie pour la RMA est exprimée dans le système de coordonnées géographiques : GCS_WGS_1984.

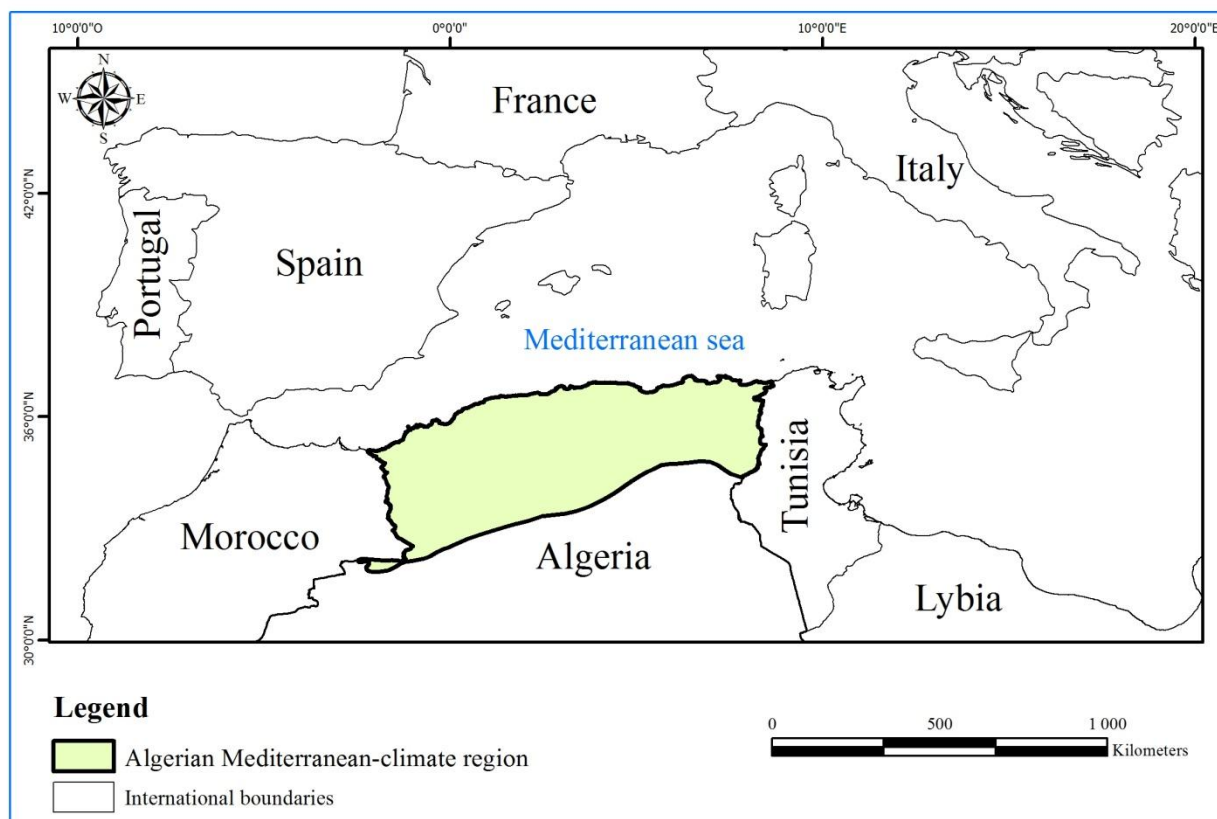


Figure 1. Les limites de la région méditerranéenne algérienne ([Source : Olson et al. 2001](#))

2.2. Définition des aires propices au reboisement et au boisement

Le choix de la RMA pour ce travail revient d'une part au fait que les cédraies algériennes actuelles se situent uniquement dans cette région ([Emberger 1938](#)), ce qui coïncide avec ce qu'a été prédit par le modèle calculé ([Bouahmed et al. 2019](#)). D'autre part, pour des fins de conservation, de boisement et de reboisement en utilisant les SDMs, cela nécessite de se focaliser sur les régions à fortes et très fortes probabilités d'occurrence ([Pearson 2010](#); [Vessella et Schirone 2013](#)).

Comme décrit au chapitre précédent, le modèle consensus a été calculé en utilisant 24 variables environnementales (topographiques et climatiques) et sept algorithmes ([Bouahmed et al. 2019](#)). La carte résultante, représentant l'aire potentielle du cèdre en Afrique du Nord avec une échelle continue de probabilités (de 0 - 100%), a été utilisée pour ce travail. En effet, pour extraire les régions à fortes et très fortes probabilités d'occurrence, un seuil de 50% (largement utilisé en écologie) a été appliqué ([Liu et al. 2005 and references therein](#)). Une deuxième opération consistait à découper la carte de l'aire potentielle résultante selon les limites de la RMA. Ensuite, l'aire ainsi dégagée a subi l'application de quatre paramètres de restriction. Il s'agit de : la distribution des cédraies actuelles, l'occupation du sol : Land cover (LC), la couverture arborée : Tree cover (TC) et l'altitude

(tableau 1). Il importe de signaler que ces paramètres (en raster) sont exprimées dans le même système de coordonnées que la carte de l'aire potentielle. Cependant, c'est la résolution spatiale de ces rasters qui diffère (30 m). La résolution de ces rasters a été réduite de 30 m à 200 m. D'un coté pour réduire l'écart de résolution du raster de l'aire potentielle et d'autre coté, cette résolution est largement suffisante pour répondre aux besoins des programmes de reboisement ou de conservation du cèdre dans la RMA ([Hidalgo et al. 2008](#)). En effet, la carte des aires propices au reboisement et au boisement (CAPRB) a été exprimée en une résolution de 200 m, représentant donc une solution à moyenne échelle ([Vessella et Schirone 2013](#); [López-Tirado et Hidalgo 2014](#)). Enfin, les rasters du LC, TC et CA ont été rééchantillonnés en utilisant celui de l'Altitude comme raster de base afin de les alignés (superposer parfaitement les cellules).

Tableau 1. Description des paramètres de restriction utilisés

Paramètre	Description	Source	Nombre d'unités cartographiques	Résolution
LC	Land Cover (2020)	(Chen et al. 2014)	10	30 m
TC	Tree Cover (V4. 2015)	(Sexton et al. 2013)	1	30 m
ALT	Altitude (m) (ASTER GDEM V2, 2009)	(Tachikawa et al. 2011)	1	30 m
CA	Cédraies actuelles	(Bouahmed et al. 2019)	1	30 m

La carte seuillée à 50 % a subie l'application des trois paramètres de restriction à la fois (ALT, TC et LC) dans un premier temps. Pour le premier paramètre (élévation), ça a consisté à découper l'aire potentielle selon 1300 m d'altitude, c'est à dire en éliminant les aires se situant à une altitude inférieure à ce seuil. Pour ce qui concerne le second paramètre (TC), un seuil de 10% a été appliqué, autrement-dit, nous n'avons gardé pour ce raster que les cellules représentant une couverture forestière inférieure ou égale à 10% (milieux très ouverts). Pour le raster du LC la seule classe d'occupation du sol qui a été gardée est la prairie (Grassland) comme milieu favorable. Enfin, nous avons extrait les APRB en appliquant le dernier filtre. Ce qui correspond à écarter les aires occupées par les cédraies actuelles. Pour le calcul des superficies, la CAPRB a été projetée d'un système de coordonnées géographiques (GCS_WGS_1984) vers un système de coordonnées projetées (WGS_1984_World_Mercator), préservant plus ou moins bien les surfaces pour la région nord africaine. Les superficies calculées sont : (i) l'APRB globale et (ii) les APRB par wilayas. Le découpage par wilaya de l'APRB globale a nécessité l'utilisation du découpage administratif de l'Algérie issu de la base de données [GADM \(2015\)](#), (vu la non disponibilité

du nouveau découpage administratif sous format vectoriel), ainsi que l'outil Xtools Pro implémenté sous ArcGIS 10.

3. Résultats et discussion

3.1. La carte des aires propices au reboisement et au boisement

La carte de l'aire potentielle seuillée à 50% et découpée selon les limites de la RMA présente une superficie estimée à 1 560 000 ha (figure 2). Elle montre clairement la concentration de l'aire potentielle sur la partie Est que sur la partie Ouest de la RMA. Cette aire paraît un peu exagérée comparativement aux estimations données par la littérature, bien que ces dernières concernent aussi l'aire potentielle climatiques ([Boudy 1950](#); [Mediouni et Yahi 1994](#)). C'est en raison, d'une part, de la résolution de la carte (1 km) et d'autre part, le fait qu'elle est issue d'un modèle calculé à l'aide de prédicteurs abiotiques uniquement (topographiques et climatiques), ce qui constitue l'un des points faibles des SDMs comparativement aux modèles mécanistes. C'est à dire que la niche écologique de l'espèce reste loin d'être parfaitement caractérisée ([Franklin 2010](#)).

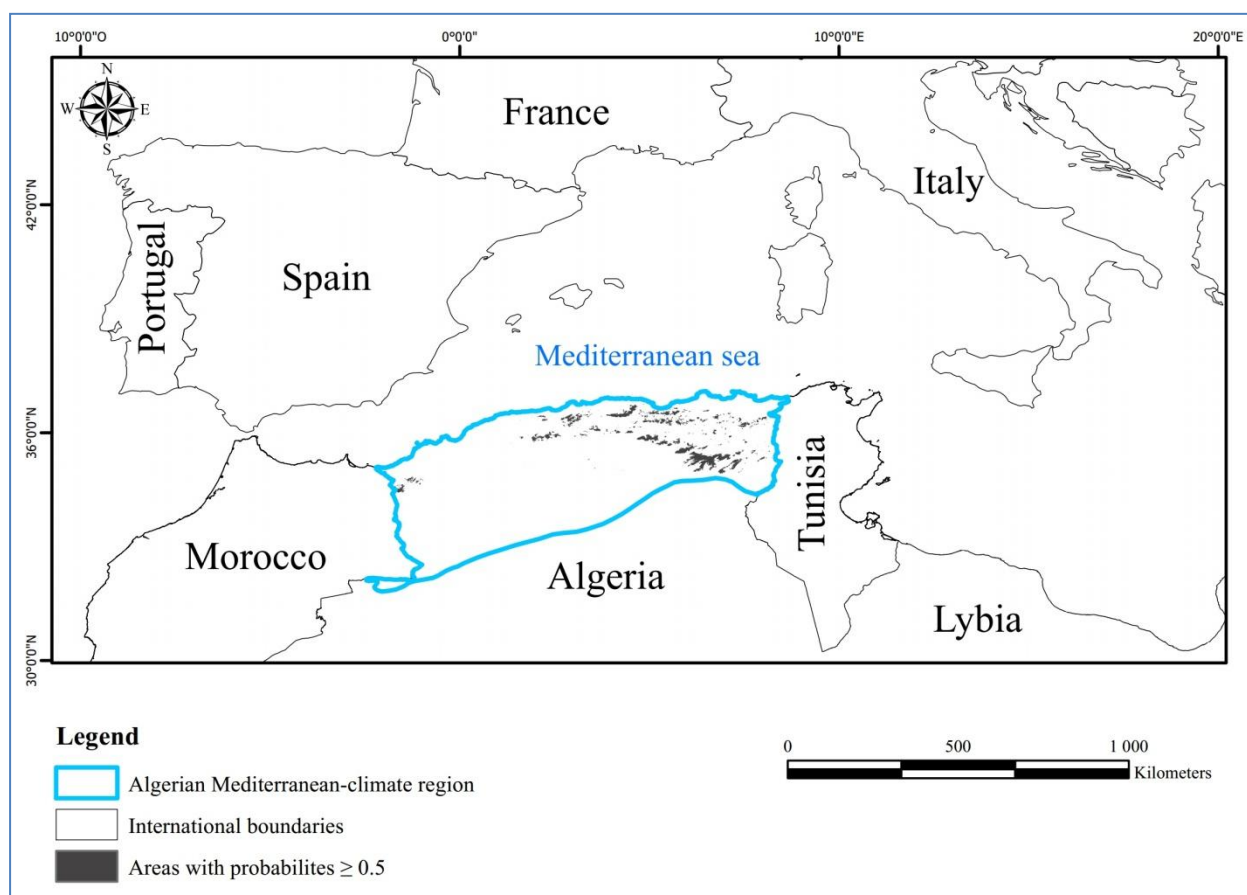


Figure 2. Les aires extraites de la carte issue du modèle consensus selon un seuil de 50%

La CAPRB, issue de l'application de tous les paramètres de restriction (figure 3) montre une réduction importante de l'aire potentielle, passant de 1 560 000 ha à 408200 ha, soit une réduction de presque de 74%. Cependant, les APRB à l'Est de la RMA restent majoritaires par rapport à celles de la partie Ouest. La réduction observée revient principalement à l'application d'une altitude de 1300 m, ce qui se traduit par la complexité de la topographie de la partie Est de la RMA (Les mont du Hodna, les Aurès ...etc.). A côté de cela, l'activité agricole n'est pas à ignorer. Toutefois ce paramètre reste moins important que celui de l'altitude quant à la réduction des aires observées. La faible densité de la population aux hautes altitudes a fait aussi que les unités liées à l'activité agricole sont moindres dans ces zones.

L'aire potentielle obtenue (408200 ha) dépasse largement celle donnée par [Boudy \(1950\)](#) : 128000 ha, mais elle avoisine celle donnée par [Mediouni \(2001\) in Addar \(2016\)](#), c'est à dire 300000 ha.

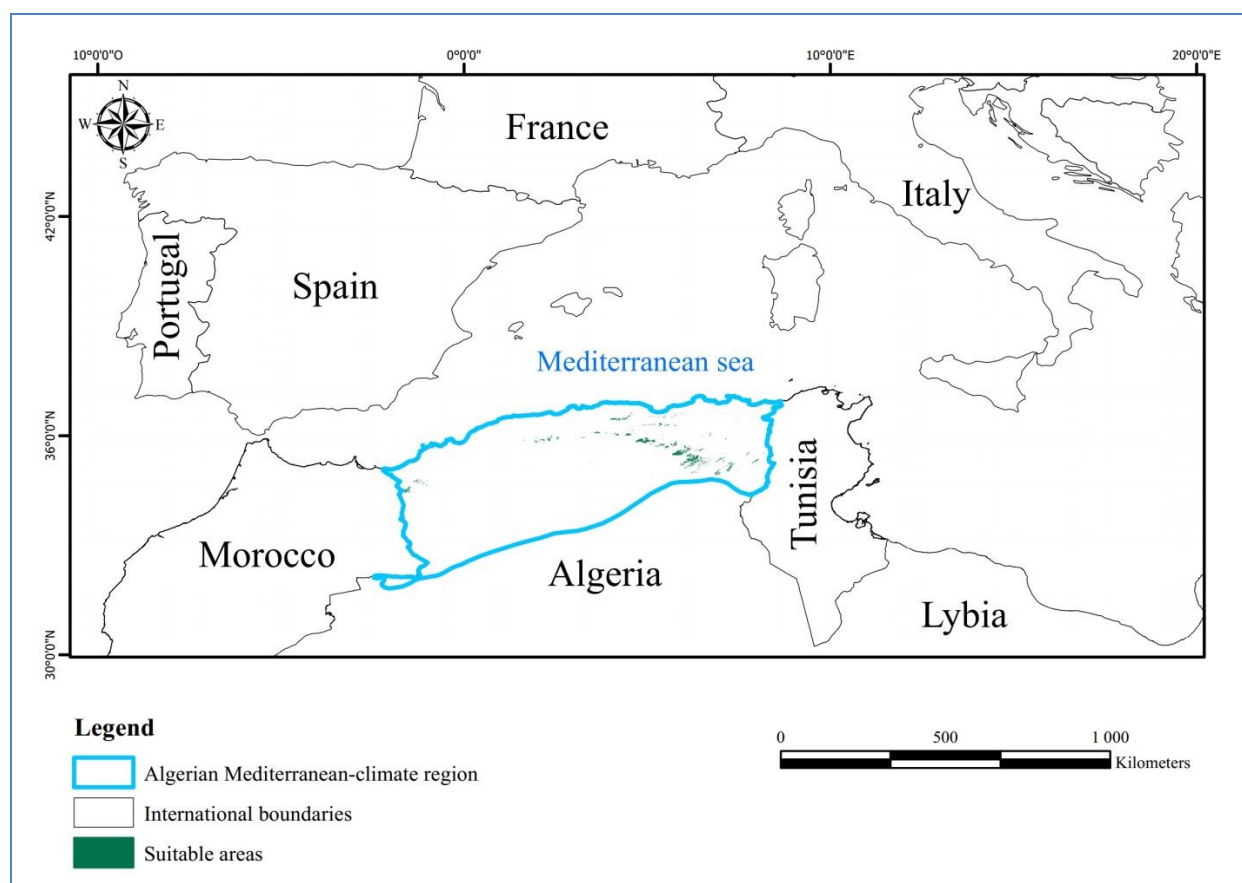


Figure 3. Les aires propices au reboisement et au boisement avec du cèdre au sein de la RMA

Il est important de noter que la précision totale du LC (2020) est de 85,72 % (<http://www.globallandcover.com>). Les données d'altitudes ainsi que celles de la couverture arborée présente quant à elles une bonne précision à l'échelle globale ([Tachikawa et al. 2011](#); [Sexton et al. 2013](#)). Cependant, à notre connaissance aucun travail d'évaluation de la précision de ces produits pour le territoire algérien n'a été publié. Exception faite pour la validation des données de l'altitude (ASTER GDEM V2) qui reste insuffisante ([Athmania et Hammadi 2014](#); [Haddad et al. 2014](#)). Dans l'ensemble, nous pouvons dire que les APRB dégagées nous renseigne à l'échelle régionale sur les principales zones à reboiser et à boisier avec du cèdre mais qu'à l'échelle locale, ces aires compte encore des sources d'incertitude liées à l'occupation du sol, à la couverture arborée et à l'altitude. Nous pensons qu'une évaluation de la précision de ces produits pour le territoire algérien est très important pour de telle application (APRB).

En ajoutant une couche vectorielle correspondant au découpage administratif (selon les wilayas) à la CAPRB, il se manifeste que sur les 42 wilayas se trouvant ou traversant la RMA, plus que la moitié (25 wilayas) contiennent des APRB (figure 4) dont toutes les wilayas renfermant les cédraies actuelles sont incluses.

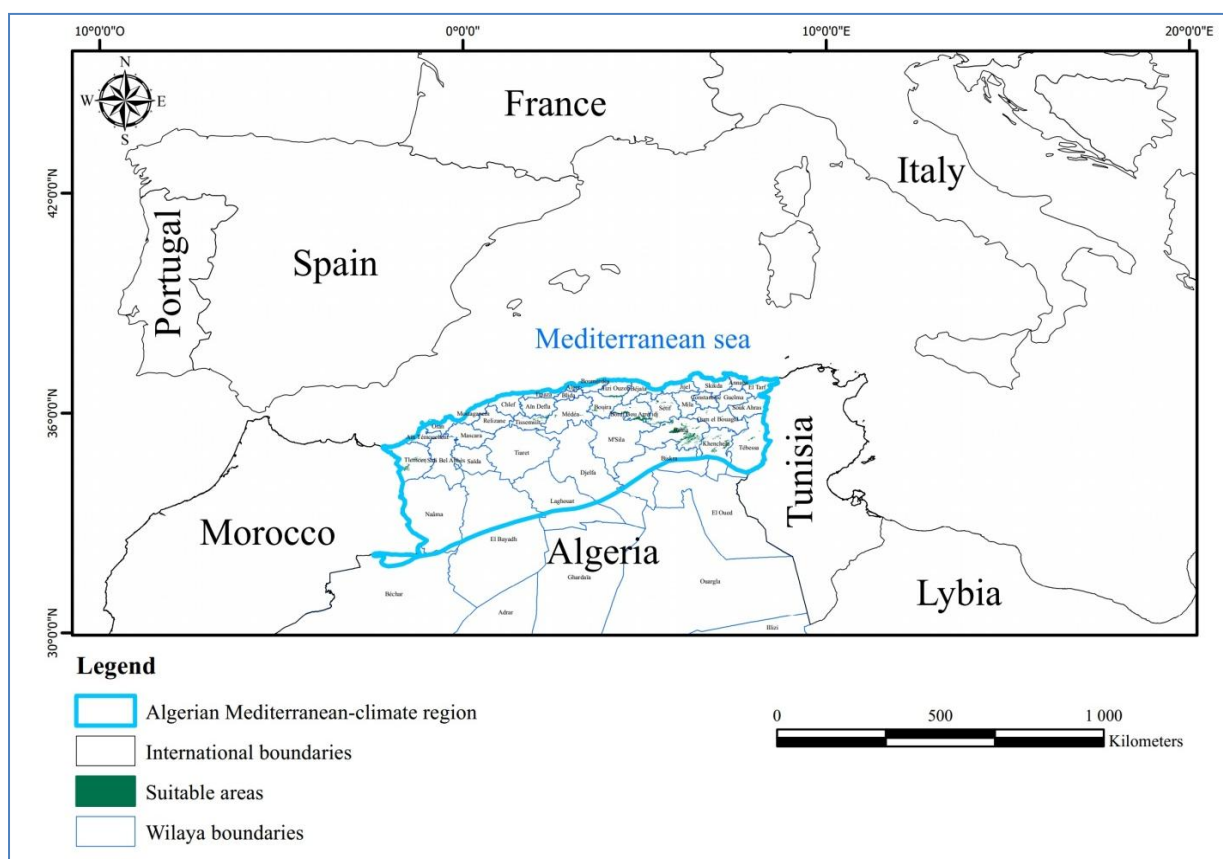


Figure 4. Les aires propices au reboisement et au boisement avec du cèdre en fonction du découpage administratif (selon les wilayas)

La figure 5 donne le pourcentage de la superficie que renferme chaque wilaya de la superficie globale de l'APRB. Batna est à la tête avec presque 39 % de la superficie globale, donc une superficie dépassant les 100000 ha. Suivi par : Khenchela, Bordj Bou Arreridj, Sétif, Tlemcen, M'Sila, Bouira, Tissemsilt, Tébessa & Tizi Ouzou avec des superficies allant de 10000 à 42000 ha. Les 15 wilayas restantes renferment des APRB inférieures à 10000 ha.

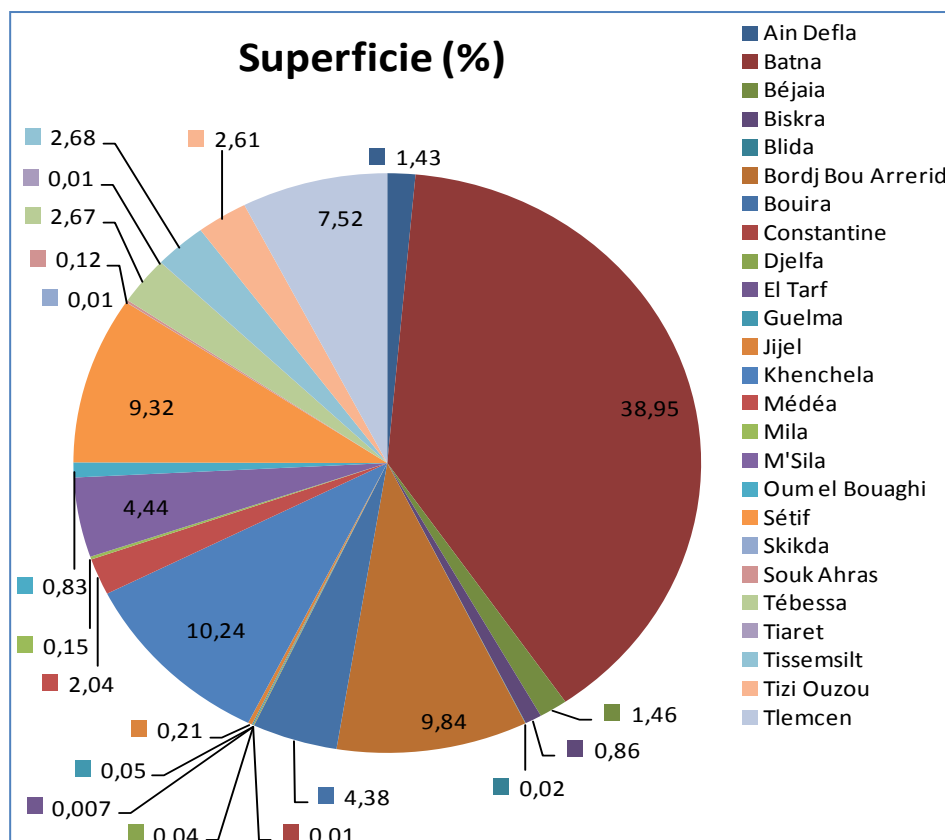


Figure 5. Superficies (en %) des APRB par wilayas

3.2. Exemples de reboisements réussis

Nous donnons une brève description de trois localités correspondant aux reboisements en cèdre qui datent des années 70 (Tableau 2). Il s'agit du reboisement de Ben Chicao (commune de Ben Chicao, wilaya de Médéa), de Tazarine (commune de Bougara, wilaya de Blida) et de Tirourda (commune de Aghbalou, wilaya de Bouira) (figure 6). Il est important de noter que les deux premiers reboisements sont à une altitude inférieure à celle utilisée pour définir les APRB (1300 m) alors que celui de Tirourda est à 1600 m et c'est uniquement la localisation de ce dernier qui fait partie des APRB obtenues pour ce travail. Bien que nous n'avons aucun détail à notre niveau sur la provenance des graines pour les trois reboisements, celui de Ben Chicao situé à 50 km de la mer nous laisse optimistes quant à la réussite du cèdre aux APRB obtenues.



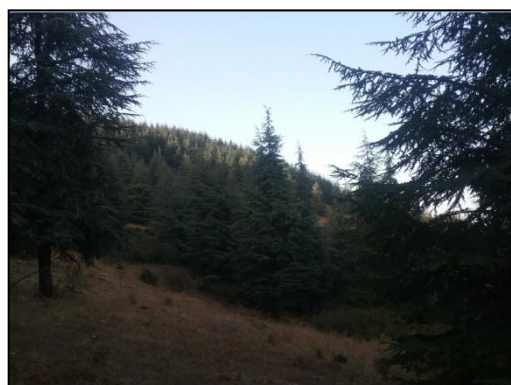
Reboisement de Ben Chicao



Photos A. Bouahmed 2020



Reboisement de Tazarine



Photos A. Bouahmed 2018



Reboisement de Tirourda

Photo A. Bouahmed 2014

Figure 6. Vues générales de quelques reboisements de cèdre réussis

Tableau 2. Description de quelques reboisements réussis

Reboisement	Coordonnées géographiques	Année de plantation	Altitude (m)	Exposition	Distance à la mer (km)
Ben Chicao	36°12'46,33"N 2°52'53,60"E	1973	1200	- Nord	50
Tazarine	36°28'18,42"N 3° 5'9,04"E	197-	1100	- Nord - Sud	29
Tirourda	36°27'49,42"N 4°20'16,16"E	1978	1600	- Sud-Est - Sud-Ouest	47

A une distance moins importante de la mer, les deux autres reboisements montrent que le cèdre a bien réussi dans différentes expositions et altitudes (supérieure et inférieure à 1300 m). D'autres reboisements décrits par [Rabhi et al. \(2018\)](#), se situant à Chréa et au Djurdjura entre 1220 et 1620 m d'altitude et se trouvant dans différentes conditions topographiques et édaphiques, nous ont conduits aux mêmes constatations. Nous soulignons enfin l'importance de tenir compte la provenance des graines, leur variabilité génétique ainsi que les conditions édaphiques pour les futures plantations de cèdre en Algérie.

4. Conclusion

Dans des conditions naturelles, "une espèce doit avoir, en toute circonstance, un pouvoir de concurrence supérieur à celui des autres compétiteurs, pour étendre son aire ou pour la maintenir" ([Emberger 1938](#)). Cependant, l'état actuel dans lequel se trouve le cèdre (caractérisé surtout par l'abondance de perturbations) qui pourra se dégrader davantage dans les prochaines décennies si l'un des scénarios pessimistes de changement climatique se réalisera, il lui est difficile de garder ce pouvoir. Le recours à des alternatives est devenu plus que nécessaire, entre autre le reboisement, le boisement, l'adaptation aux changements climatiques et la restauration forestière.

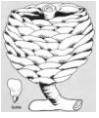
En se focalisant sur la RMA, ce travail nous a permis de dégager les APRB pour le cèdre en exploitant les sorties d'un modèle de distribution d'espèce. En appliquant des paramètres de restriction, l'aire potentielle estimée pour ces fins est de 408200 ha réparties sur 25 wilayas de la RMA dont toutes les wilayas renfermant les cédraies actuelles sont incluses. Toutes les APRB définies s'élèvent à plus de 1300 m d'altitude dont nous avons donné quelques exemples d'anciens reboisements réussis s'élevant à des altitudes inférieures et supérieures à 1300 m.

Nous pensons que le cèdre mérite aujourd'hui une place prioritaire dans les programmes de reboisement et de conservation voire un programme national exceptionnel, en tenant compte ses exigences écologiques. Cela aura pour effet d'étendre les superficies de l'espèce à court et à moyen terme ainsi que de penser aux services que pourront offrir les futures boisements.

Références

- Addar A. 2016.** Mise en évidence des processus diachroniques de la régénération naturelle du cèdre de l'Atlas au niveau des massifs du Djurdjura et de Chréa. Thèse de Doctorat, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène, Algérie, 150 p.
- Athmania D, Hammadi A. 2014.** External validation of the ASTER GDEM2, GMTED2010 and CGIAR-CSI-SRTM v4. 1 free access digital elevation models (DEMs) in Tunisia and Algeria. *Remote Sensing*. 6, 5: 4600-4620.
- Benito Garzón M, Sánchez de Dios R, Sáinz Ollero H. 2007.** Predictive modelling of tree species distributions on the Iberian Peninsula during the Last Glacial Maximum and Mid-Holocene. *Ecography*. 30, 1: 120-134. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04813.x>.
- Bensaid S, Gasmi A, Benhafied I. 2006.** Les forêts d'Algérie, de Césarée la romaine à ce jour. *Forêt Médit.* 27, 3: 267-274.
- Bensaid S, Hamimi S, Tabti W. 1998.** La question du reboisement en Algérie. *Sécheresse*. 9, 1: 5-11.
- Bouahmed A, Vessella F, Schirone B, Krouchi F, Derridj A. 2019.** Modeling *Cedrus atlantica* potential distribution in North Africa across time: new putative glacial refugia and future range shifts under climate change. *Reg Environ Change*. 19, 6: 1667–1682. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-019-01503-w>.
- Boudy P. 1950.** Économie forestière nord-africaine. Tome II : Monographies et traitements des essences forestières. Larose, Paris, 878 p.
- Boudy P. 1955.** Économie forestière nord-africaine. Tome IV : Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie. vol 4. Larose, Paris, 484 p.
- Buffault P. 1941.** Le déboisement de l'Afrique du Nord. *Revue des eaux et forêts*. 79, Série 09. N° 7: 471-487.
- Cheddadi R, Fady B, François L, Hajar L, Suc JP, Huang K, Demarteau M, Vendramin GG, Ortu E. 2009.** Putative glacial refugia of *Cedrus atlantica* deduced from Quaternary pollen records and modern genetic diversity. *J Biogeogr.* 36, 7: 1361-1371. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.02063.x>.
- Cheddadi R, Henrot A-J, François L, Boyer F, Bush M, Carré M, Coissac E, De Oliveira PE, Ficetola F, Hambuckers A, Huang K, Lézine A-M, Nourelbait M, Rhoujjati A, Taberlet P, Sarmiento F, Abel-Schaad D, Alba-Sánchez F, Zheng Z. 2017.** Microrefugia, Climate Change, and Conservation of *Cedrus atlantica* in the Rif Mountains, Morocco. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 5, 114: 1-15. DOI: <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2017.00114>.
- Chen J, Ban Y, Li S. 2014.** Open access to Earth land-cover map. *Nature*. 514, 7523: 434-434. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/514434c>.
- Combe A. 1889.** Les forêts de l'Algérie. Giralt, Algiers, 72 p.
- Demarteau M, François L, Cheddadi R, Roche E. 2007.** Réponses de *Cedrus atlantica* aux changements climatiques passés et futurs. *Geo-Eco-Trop*. 31: 105-146.
- Derridj A. 1990.** Etude des populations de *Cedrus atlantica* Manetti en Algérie. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, France, 288 p.
- DGF. 2007.** Direction générale des forêts, Algérie : <http://www.dgf.gov.dz/index.php?rubrique=statistiques§ion=indicateurs>.
- Emberger L. 1938.** Contribution à la connaissance des Cèdres et en particulier du Deodar et du Cèdre de l'Atlas. *Revue de Botanique appliquée & d'Agriculture Tropicale*. 18, 198: 77-92.
- Ferraz KMPMB, Ferraz SFdB, Paula RCd, Beisiegel B, Breitenmoser C. 2012.** Species distribution modeling for conservation purposes. *Nat Conservação*. 10, 2: 214-220. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.032>.
- Franklin J. 2010.** Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, United Kingdom, 320 p.
- Franklin J. 2013.** Species distribution models in conservation biogeography: developments and challenges. *Diversity and Distributions*. 19, 10: 1217-1223. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12125>.
- GADM. 2015.** Global administrative area boundaries, version 2.8. University of California, Berkely [digital geospatial data]: Available online at <http://www.gadm.org>.
- Haddad M, Rabehi N, Taibi H. 2014.** Etude qualitative de la précision des Modèles Numériques de Terrain globaux: Cas de l'Algérie. *Bulletin des Sciences Géographiques*. 29, 1: 16-22.
- Hidalgo PJ, Marin JM, Quijada J, Moreira JM. 2008.** A spatial distribution model of cork oak (*Quercus suber*) in southwestern Spain: A suitable tool for reforestation. *Forest Ecology and Management*. 255, 1: 25-34. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.07.012>.

- Jaryan V, Datta A, Uniyal SK, Kumar A, Gupta RC, Singh RD. 2013. Modelling potential distribution of *Sapium sebiferum* - an invasive tree species in western Himalaya. *Curr Sci*. 105, 9: 1282-1288.
- Kherchouche D, Kalla M, Gutierrez E, Briki A, Hamchi A. 2013. La sécheresse et le dépérissement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le massif du Bélezma (Algérie). *Sécheresse*. 24, 2: 129-137. DOI: <http://dx.doi.org/10.1684/sec.2013.0384>.
- Liu C, Berry PM, Dawson TP, Pearson RG. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*. 28, 3: 385-393.
- López-Tirado J, Hidalgo PJ. 2014. A high resolution predictive model for relict trees in the Mediterranean-mountain forests (*Pinus sylvestris* L., *P. nigra* Arnold and *Abies pinsapo* Boiss.) from the south of Spain: A reliable management tool for reforestation. *Forest Ecology and Management*. 330: 105-114. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.009>.
- M'Hirit O, Benzyane M. 2006. Le cèdre de l'Atlas: Mémoire du temps. Mardaga, Maroc, 288 p.
- Mediouni K, Yahi N. 1994. Phytodynamique et autoécologie du *Cedrus atlantica* dans le Djurdjura. *Ann Rech For Maroc*. 27, 1: 77-104.
- Navarro-Cerrillo RM, Sarmoum M, Gazol A, Abdoun F, Camarero JJ. 2019. The decline of Algerian *Cedrus atlantica* forests is driven by a climate shift towards drier conditions. *Dendrochronologia*. 55: 60-70. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.dendro.2019.04.003>.
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GV, Underwood EC, D'amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*. 51, 11: 933-938.
- Pearson RG. 2010. Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. *Lessons in Conservation*. 3: 54-89.
- Pecchi M, Marchi M, Burton V, Giannetti F, Moriondo M, Bernetti I, Bindi M, Chirici G. 2019. Species distribution modelling to support forest management. A literature review. *Ecological Modelling*. 411: 108817. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108817>.
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Martinez-Meyer E, Nakamura M, Araújo MB. 2011. Ecological niches and geographic distributions (MPB-49). Princeton University Press, 316 p.
- Quézel P. 1998. Cèdres et cédraies du pourtour méditerranéen: signification bioclimatique et phytogéographique. *Forêt Médit*. 19, 3: 243-260.
- Rabhi K. 2015. Modélisation et optimisation de la croissance et du fonctionnement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le Djurdjura par l'intégration de descripteurs écologiques et dendrométriques. Thèse de Doctorat, Université Abou Bakr Belkaïd de Tlemcen, Algérie, 191 p.
- Rabhi K, Akli A, Djouhri A, Yahi N, Boudedja S, Messaoudene M. 2018. Bilan et croissance des reboisements de cèdre de l'Atlas, *Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière, en Algérie: cas du Djurdjura et de l'Atlas blidéen. *Bois & forêts des tropiques*. 337: 3-15.
- Rhanem M. 2011. Aridification du climat régional et remontée de la limite inférieure du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) aux confins de la plaine de Midelt (Maroc). *Physio-Géo Géographie physique et environnement*, Volume 5: 143-165.
- Sexton JO, Song X-P, Feng M, Noojipady P, Anand A, Huang C, Kim D-H, Collins KM, Channan S, DiMiceli C. 2013. Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of MODIS vegetation continuous fields with lidar-based estimates of error. *International Journal of Digital Earth*. 6, 5: 427-448.
- Tachikawa T, Kaku M, Iwasaki A, Gesch DB, Oimoen MJ, Zhang Z, Danielson JJ, Krieger T, Curtis B, Haase J, Abrams M, Carabajal C. 2011. ASTER Global Digital Elevation Model Version 2 - summary of validation results. Report: 27 p.
- Vessella F, Schirone B. 2013. Predicting potential distribution of *Quercus suber* in Italy based on ecological niche models: Conservation insights and reforestation involvements. *Forest Ecol Manag*. 304: 150-161. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.006>.
- Yahi N, Djellouli Y, de Foucault B. 2008. Diversités floristique et biogéographique des cédraies d'Algérie. *Acta Bot Gallica*. 155, 3: 389-402. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/12538078.2008.10516119>.
- Zhang M-G, Zhou Z-K, Chen W-Y, Slik JWF, Cannon CH, Raes N. 2012. Using species distribution modeling to improve conservation and land use planning of Yunnan, China. *Biological Conservation*. 153: 257-264. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.023>.
- Zine El Abidine A, Lamhamedi M, Taoufik A. 2013. Relations hydriques des arbres sains et dépérissants de *Cedrus atlantica* M. au Moyen Atlas Tabulaire au Maroc *Geo-Eco-Trop*. 37, 2: 157-176.



Chapitre V

Landsat ETM+ imagery and NDVI differencing to detect vegetation change in the Djurdjura National Park (Northern Algeria)



1. Introduction

In land change science, land use (LU) and land cover (LC) is a key information for a variety of scientific activities and administrative tasks, particularly in modeling and planning ([Gutman *et al.* 2004](#)). It has been highlighted that changes in LU and LC due to human activities produce physical changes in land surface albedo, atmospheric aerosol and greenhouse gas concentrations ([Ojima *et al.* 1994](#); [Hibbard *et al.* 2017](#)), either in past ([Pongratz *et al.* 2010](#); [Kaplan *et al.* 2011](#)) or eventually in future ([Sitch *et al.* 2005](#)).

Decrease of vegetation cover in North African region is not new ([Quézel 1960](#)) and had an important negative impact from many points of view, i. e. bioclimatic, hydrologic, edaphic and socioeconomic ([Plit 1983](#); [Abdessemed 1984](#); [Taïqui 1997](#)). Furthermore, protected areas in Algeria are not spared of the decrease of vegetation cover ([Rebbas 2014](#); [Khaznadar et Fenni 2015](#)). Man and his herds is by far the preponderant factor leading to this situation. Moreover, inappropriate land use in the current context of climate change can lead to more extreme situations, characterized by changes in biodiversity and non-functioning ecosystems ([Haines-Young 2009](#)).

Vegetation cover information can be extracted from satellite imagery, which provides a viable source of data ([Xie *et al.* 2008](#)). Furthermore, change detection with remote sensing techniques is an essential tool to monitor and map vegetation cover change between two or more time periods ([Rogan *et al.* 2002](#)), which allow a better understanding of relationships between human and natural phenomena ([Lu *et al.* 2004](#)) and provide solutions in management activities ([Singh 1989](#); [Kennedy *et al.* 2009](#)). A variety of change detection techniques have been developed ([Lu *et al.* 2004](#)) and new techniques are constantly developed, given that this research field is an active topic ([Alqurashi et Kumar 2013](#); [ZhiYong *et al.* 2021](#)). Techniques for vegetation change detection can be grouped into four categories ([Milne 1988](#); [Coppin et Bauer 1996](#)): (i) linear procedures ; (ii) classification routines ; (iii) transformed data sets and (iv) others, such as regression analysis, knowledge-based expert systems. In practice, and despite many factors, image differencing, PCA and post-classification are the most commonly used techniques ([Lu *et al.* 2004](#); [Alqurashi et Kumar 2013](#)).

Various remotely sensed indices have been developed for studying vegetation cover characteristics ([Bannari *et al.* 1995](#)). The most widely used vegetation index is the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) ([Xue et Su 2017](#)). For this study, we used Landsat-7 imagery and image differencing technique based on NDVI to detect vegetation cover change within the Djurdjura National Park (Northern Algeria).

2. Materials and Methods

2.1. Study area

The Djurdjura National Park (DNP) is located in Northern Algeria, overlapping administratively between Bouira and Tizi Ouzou (figure 1). It is found 40 km as the crow flies from the Mediterranean sea, and stretches over 18550 ha between the longitudes of 3°57'23" to 4°19'43", and the latitudes of 36°31'02" to 36°25'42". It is part of the phytogeographical sector of Kabylia and Numidia where a Mediterranean climate rules. Bioclimats varies from sub-humide, humide, per-humide with a cold, cool and temperate winters . The dry season varies from one to three months ([Yahi 2007](#); [Krouchi 2010](#)). The DNP was recognized in 1997 as a biosphere reserve under UNESCO MAB program ([Loukkas 2006](#)).

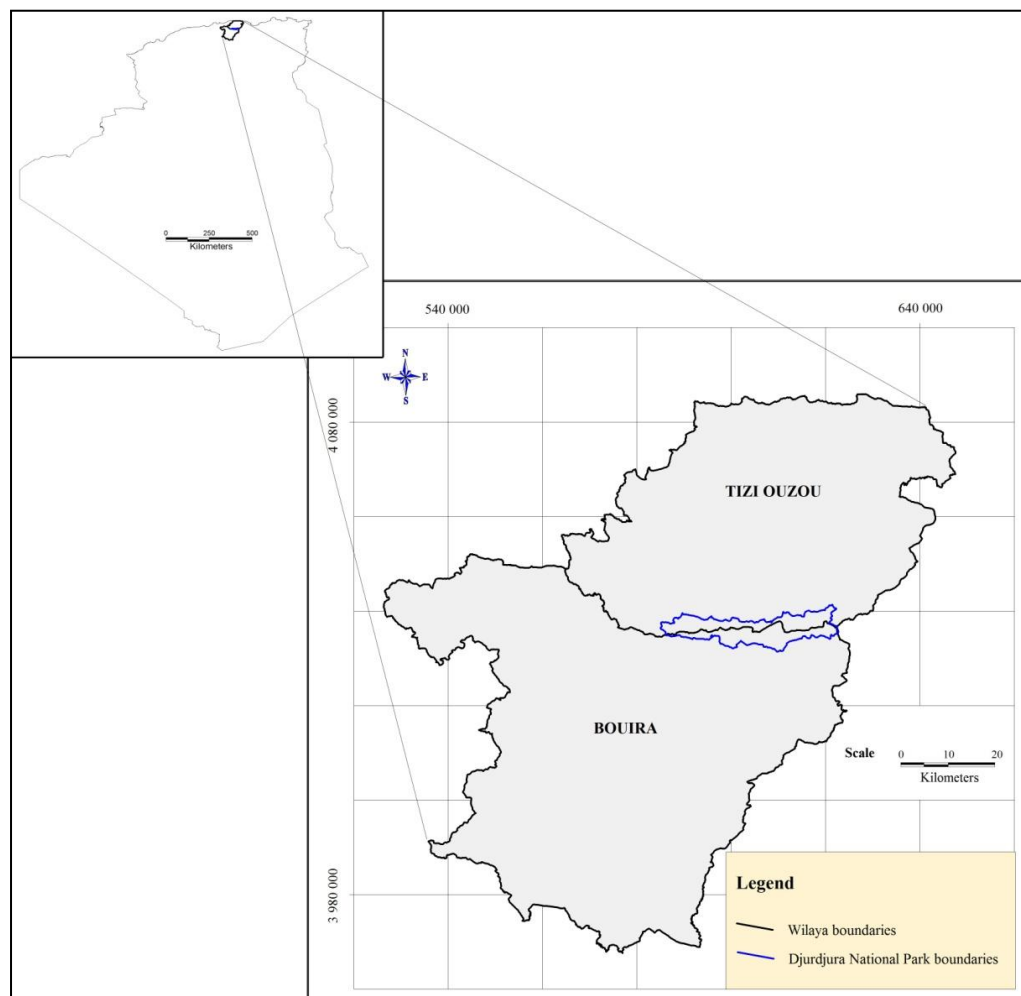


Figure 1. Geographic location of the DNP

Physiographically, it is constituted by three blocks of mountains ; occidental, central and oriental ([PND 2012](#)). Those mountains are constituted by strongly folded and fractured

sedimentary terrains, part of which formed during the primary era, but most belong to the secondary and tertiary eras ([Flandrin, 1947 in Krouchi 2010](#)). The DNP constitutes an important plant area in Algeria ([Yahi et al. 2012](#)) and is part of one of the biodiversity hotspots in the Mediterranean basin ([Véla et Benhouhou 2007](#)). In the absence of an exhaustive and reliable inventory of its floristic richness, it counts 1108 plant species constituting 27% of the Algerian flora ([UICN 2015](#)). Forest cover of the DNP is constituted by patches of pure and mixed stands of conifers and deciduous species, mainly *Cedrus atlantica*, *Quercus ilex*, *Quercus faginea*, *Pinus nigra ssp. mauritanica*, *Acer obtusatum*, *Acer monspessulanum*, *Acer campestre*, *Taxus baccata*, *Ilex aquifolium* and *Prunus avium*.

2.2. Data Pre-processing

Since 2008, the Landsat data have become accessible via the internet for free ([Zhu et al. 2019](#)), which makes from the series of Landsats a gold standard for satellite remote sensing ([Zhu 2019](#)), particularly in change detection and time series analysis ([Hemati et al. 2021](#)).

Two Landsat-7 ETM+ images (Enhanced Thematic Mapper Plus sensor) have been downloaded from the USGS Earth Explorer data portal (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) with 30 m spatial resolution. For selecting best images for our analysis, we based on dry season in order to: (a) focus on tree cover; (b) reduce the effect of plant phenology; and (c) avoid atmospheric events (e.g. cloud), which lead to bad interpretations. The images acquired on **12 August 2000** and **17 August 2019** within path **195** and row **35**. Landsat Product Identifier L2 for the used images are as follows:

- **2000 image** : LE07_L2SP_195035_20000812_20200917_02_T1
- **2019 image** : LE07_L2SP_195035_20190817_20200824_02_T1

However, Landsat-7 ETM+ SLC-off data refers to all Landsat 7 images collected after May 31, 2003, when the Scan Line Corrector (SLC) failed ([Wulder et al. 2008](#)). These products have data gaps, but are still useful and maintain the same radiometric and geometric corrections as data collected prior to the SLC failure ([Storey et al. 2005](#); [Chen et al. 2012](#)). Hence, we filled the gaps (cells with NoData represent 3.4% of the entire image) of the 2019 image by interpolation using "gdal_fillnodata" algorithm implemented on QGIS software (©1998-2022 Frank Warmerdam, Even Rouault, and others: https://gdal.org/programs/gdal_fillnodata.html).

Different methods have been developed to reduce the noise in NDVI data due to clouds influence ([Pettorelli 2013](#)). ETM+ images we used are cloud free on the study region (figure 2) and have been radiometrically calibrated and even atmospherically corrected

(Collection 2 Level 2 Science Product: C2L2SP) using Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) algorithm ([Sayler 2020](#)). Therefore, pixel values of the images correspond to the surface reflectance but coded as digital numbers (DN), which require applying a scale factor ([Engebretson 2020](#)). However, it has been highlighted that after atmospheric corrections, the surface reflectance value corresponding to an NDVI of a typical cover without adjustment. It should therefore be interpreted as a reference value ([Bannari et al. 1999 in Caloz et Collet 2001](#)).

Landsat images of the C2L2SP are geometrically enhanced comparatively to L1 product ([Franks et al. 2020](#); [Pinto et al. 2020](#)). Both used images are geometrically corrected by a high number of GCPs (table 1) and expressed in Universal Transverse Mercator (UTM) projection system (zone number: 31N; reference datum: WGS84). However, in order to perfectly align the two images (even if both images have the same cell size i.e. 30 m) for our analysis, the older image (2000) was resampled with the 2019 image using nearest neighbor method implemented on ArcMap 10.1.

Table 1. Number of GCPs and subsequent RMSE of the used images

Data Set Attribute	Attribute Value	
	2000 image	2019 image
Ground Control Points Model	1198	943
Ground Control Points Version	5	5
Geometric RMSE Model	4.754	5.169

Source : <https://earthexplorer.usgs.gov>

Before using Landsat C2L2SP data, a scale factor has been applied for all bands (**Annex Va**), which is specific to this product, in order to have the real values of the surface reflectance ([Engebretson 2020](#)). Rescaled bands has been combined to make a color composite images in ArcMap (figure 2) where the available seven first bands (except band 6) were used for each image (see **Annex Vb**).

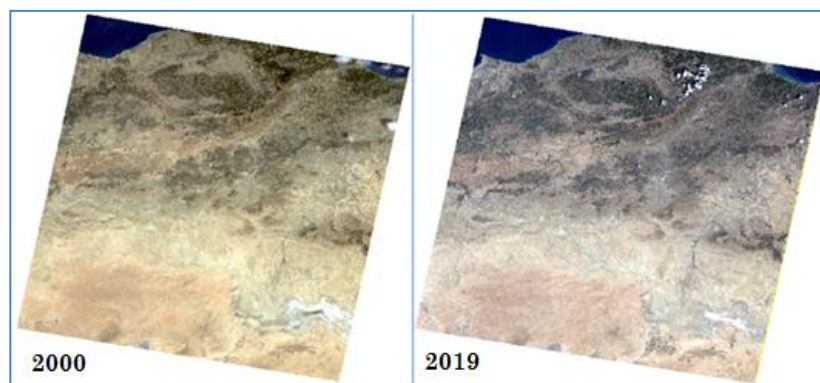


Figure 2. True color combination of the two composite images

The two composite images were clipped to match the spatial extent of the DNP. The corresponding number of pixels of each image is 201656. As an aid to visual interpretation of the two images, three main band combinations lies with efficient representation of the vegetation cover were applied ([Lillesand et Kiefer 2000](#); [Horning et al. 2010](#)) by assigning image bands to the red, green, and blue colors (figure 3), respectively : (a) true color combination (3-2-1); (b) false color combination (4-3-2); (c) false color combination with 7-4-2.

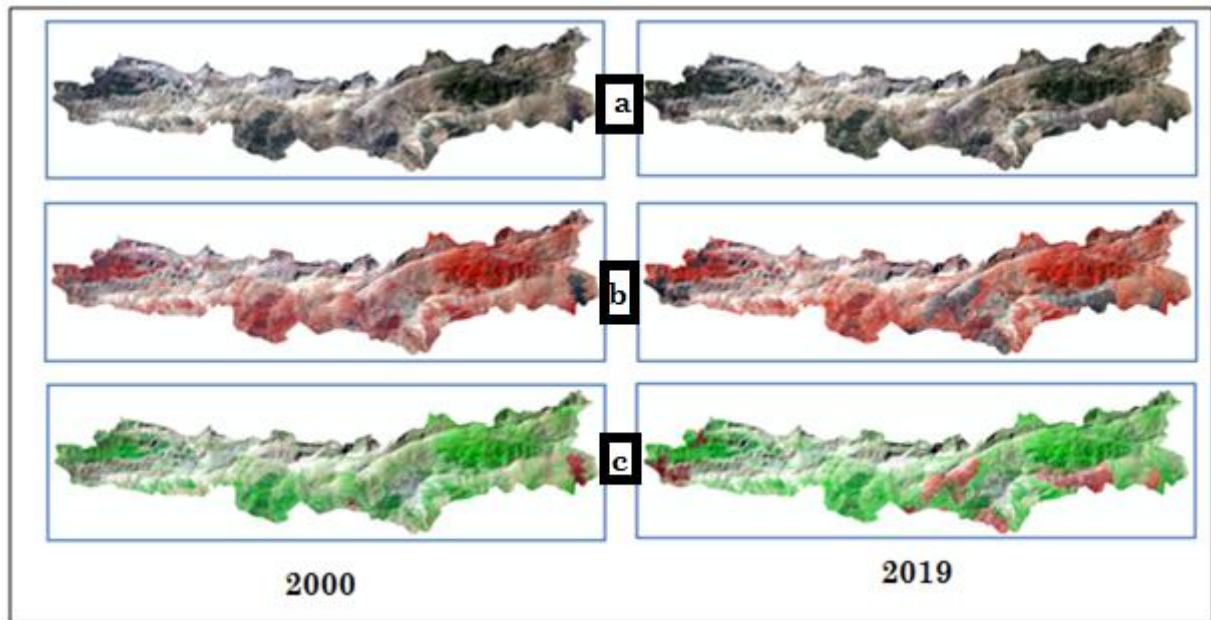


Figure 3. Band combinations for clipped images: (a) ETM 3-2-1; (b) TM 4-3-2; (c) ETM 7-4-2

2.3. Change detection

2.3.1. Producing the Δ NDVI image

Change detection in DNP during the period 2000-2019 was analyzed using the NDVI differencing technique ([Singh 1989](#); [Mancino et al. 2014](#)). We first calculated the NDVI (Eq. 1) which is the ratio of the difference between the near-infrared band (NIR) and the visible red band (RED) and the sum of these two bands ([Rouse Jr et al. 1974](#)). This was applied for the two dates (2000 and 2019).

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (Eq. 1)$$

Change detection with NDVI differencing technique require a data normalization. This refers to express the NDVI image into a common range of values between 0 and 1, which can be done either before calculating NDVI, i.e. normalize the NIR and RED bands data ([Collins et Woodcock 1996](#)), or after NDVI calculation ([Pu et al. 2008](#)). Here, we used the min–max normalizing technique to reclassify the NDVI set of values for each date; 2000

and 2019 (Eq. 2), considered as the best method for standardizing NDVI (Zhang *et al.* 2017).

$$NDVI_{norm} = \frac{NDVI_{ij} - \min(NDVI)}{\max(NDVI) - \min(NDVI)} \quad (\text{Eq. 2})$$

Image differencing involves subtracting one date of imagery from a second (Singh 1989). The resulting images from NDVI normalization were subtracted to generate the $\Delta NDVI$ image with positive and negative changes (Eq. 3):

$$\Delta NDVI = NDVI_{norm\ 2019} - NDVI_{norm\ 2000} \quad (\text{Eq. 3})$$

The difference image was tested to determine its goodness-of-fit to a normal distribution in order to apply thresholds for change detection (Mancino *et al.* 2014 and references therein). We calculated firstly, mean, median, mode and standard deviation (SD). Then, the Kolgomorov-Smirnov non-parametric test (K-S Test) was applied (Lilliefors 1967; Drezner *et al.* 2008).

Finally, assessing positive and negative changes require the determination of the thresholds to be applied on $\Delta NDVI$ image (Pu *et al.* 2008). For selecting threshold values, two main methods are generally used (Deer 1995) : (a) inter-actively, whereby the analyst adjusts the value until satisfied with the result; and (b) using some statistical measure. Here, we basically used the second method, and more precisely $(\mu \pm n * SD)$, as applied in many similar studies (Alphan et Derse 2013; Mancino *et al.* 2014), taking into account the visual verification of the changes on clipped composite images (with band combinations). Furthermore, setting the correct thresholds is the crucial part of the analysis (Hycza *et al.* 2017). The flow of the change detection procedure is given in figure 4.

2.3.2. Accuracy assessment (confusion matrix)

Accuracy of detected changes in DNP was estimated as user's accuracy (UA), producer's accuracy (PA), overall accuracy (OA) and kappa coefficient (Cohen 1960; Rosenfield et Fitzpatrick-Lins 1986). There is no a consensus on one correct way to conduct an accuracy assessment in remote sensing. However, it is highly recommended to use between 30 and 50 samples for each class to estimate the accuracy (Congalton et Green 2009). Therefore, 150 random points distributed within the three classes were generated by Hawth's analysis tools for ArcGIS (<http://www.spatial ecology.com>), and validated using either GPS points collected from previous studies where we were included (Abdelli 2011; Agoud et Messouaf 2011; Hamidouche-Si Mohammed *et al.* 2014; Mohamdi 2018; Bouahmed *et al.* 2019) or Google Earth Pro images with very high spatial resolution (archive images) (Zaidi *et al.* 2017; Singh et Javeed 2021).

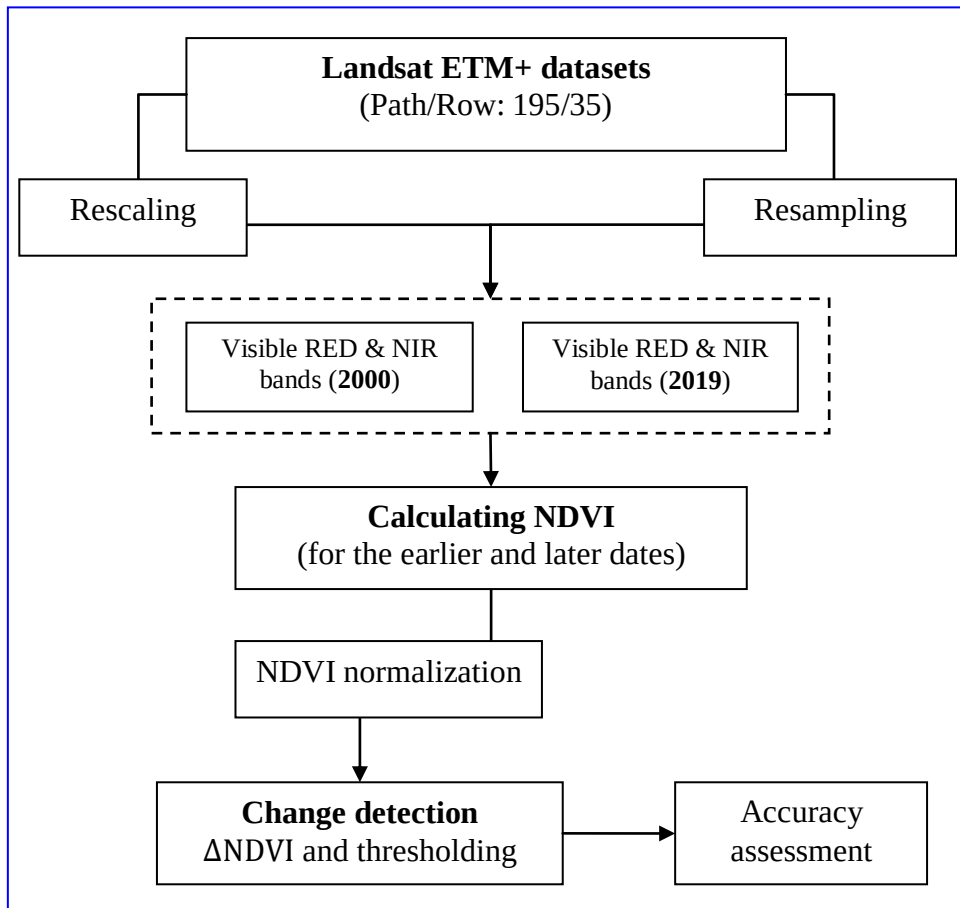


Figure 4. Flow of the change detection procedure

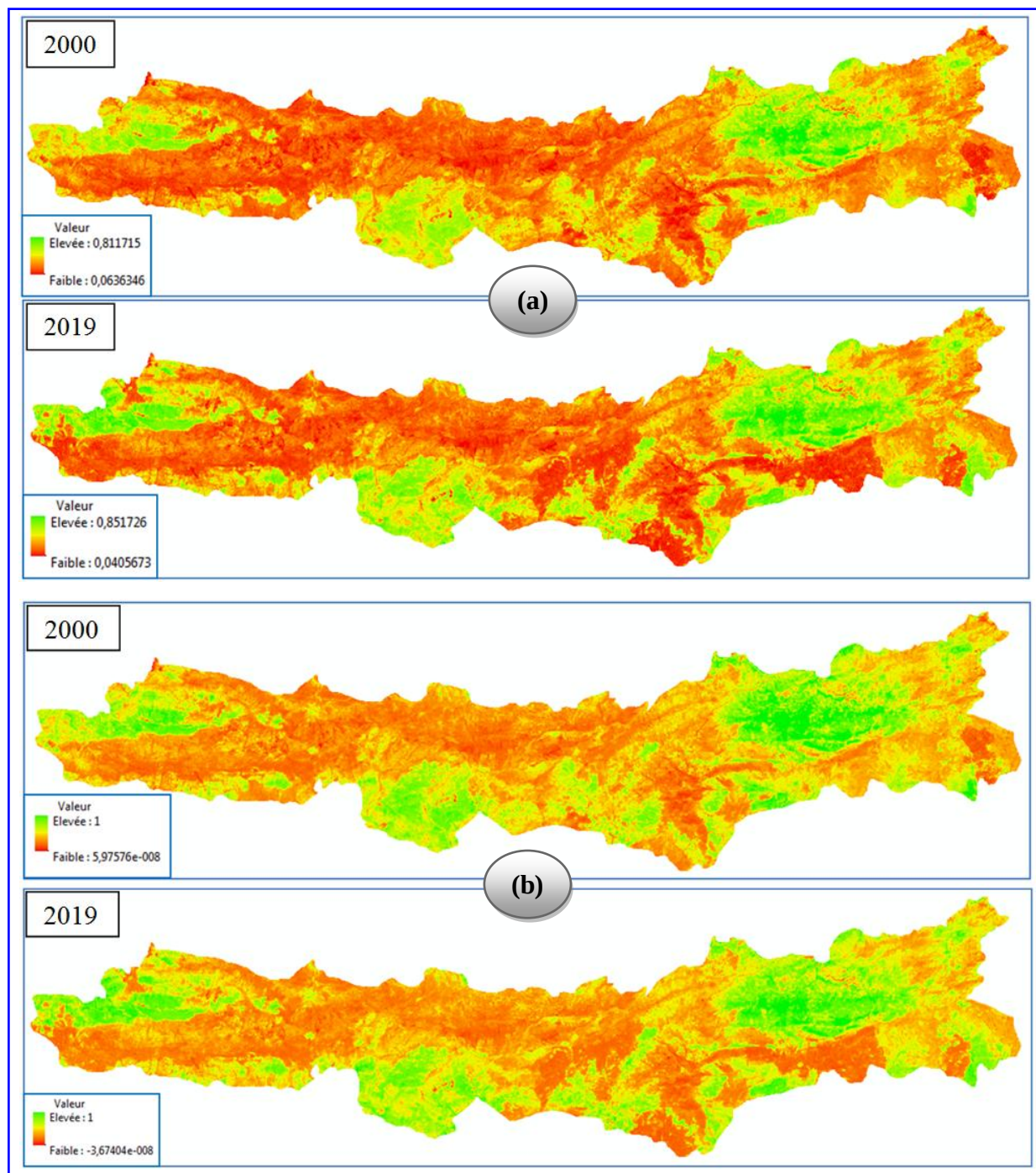
3. Results

3.1. NDVI images (before and after normalization)

The generated NDVI images (before and after normalization) are shown in figure 5. and representing the amount of vegetation present at each time (2000 and 2019). The values of the 2000 image (before normalization) ranges between 0.06 to 0.81 whereas those of the 2019 image ranges between 0.04 to 0.85. These positive values are more representative for vegetation detection regarding the NDVI general scale (-1 to +1) (Pettorelli 2013; Gandhi *et al.* 2015). After normalization, the NDVI values are expressed with a scale from 0 to 1 for both dates (Zhang *et al.* 2017). Therefore, in all images, areas with healthy vegetation are represented by dark green, while areas with little or no vegetation appear in red color. A summary statistics of the two NDVI images is given in table 2. The range, mean and SD of the 2019 NDVI image are higher than those of the 2000 image. It is worth to note that the mean and standard deviation values of the 2000 and 2019 normalized images are respectively of : 0.327 ± 0.16 and 0.37 ± 0.19 but presented the same min, max and range values.

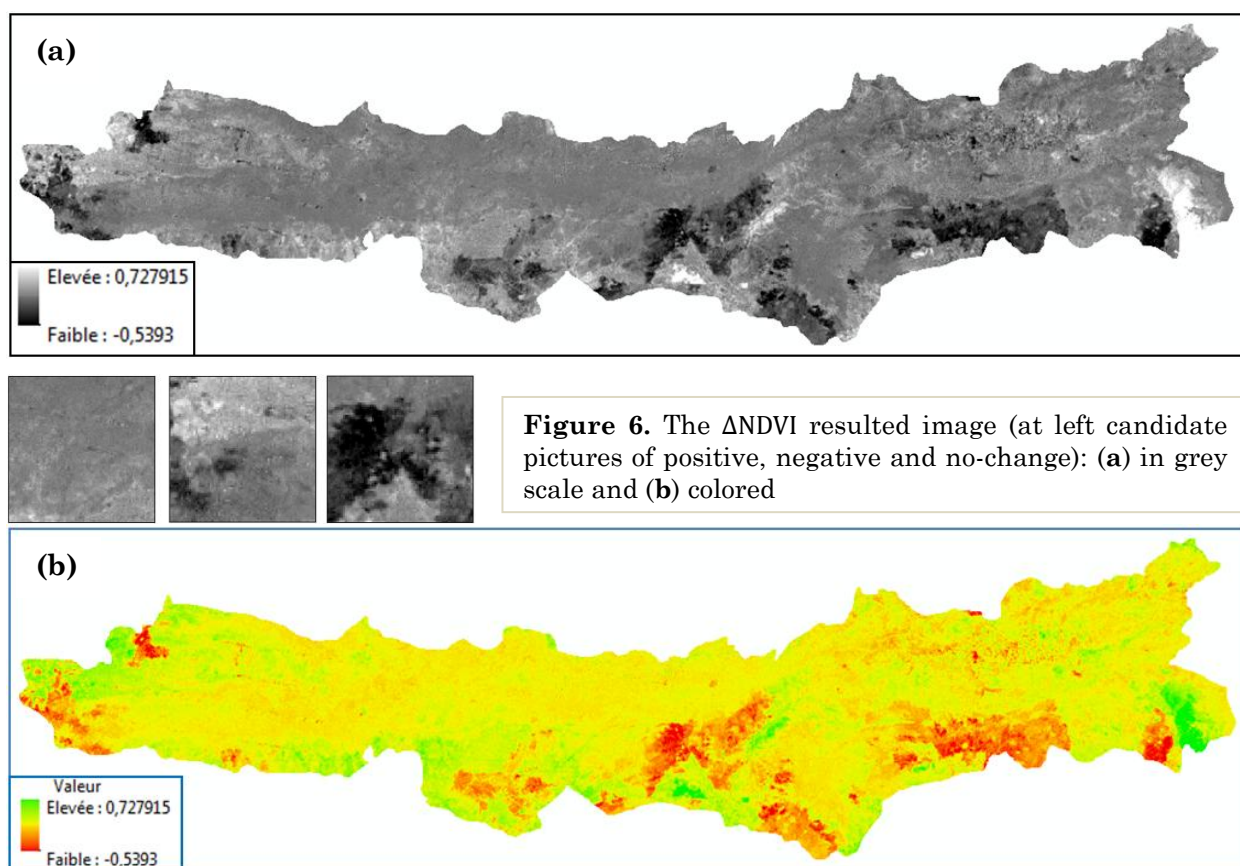
Table 2. Summary statistics of the NDVI images

	2000 NDVI image	2019 NDVI image
Min value	0,0636346	0,0405673
Max value	0,811715	0,851726
Range	0,748081	0,811158
Mean	0,308231	0,348754
SD	0,125356	0,154663

**Figure 5.** NDVI images for 2000 and 2019: (a) before normalization, and (b) after normalization

3.2. The Δ NDVI image

The resulted Δ NDVI image is presented in figure 6 and a summary statistics of the same image in table 3. We noticed, as did in similar studies ([Hycza *et al.* 2017](#)) that potentially, the grey represent no-change, pale grey represent positive change and the negative change appear in dark grey. For better readability, we applied the same color gradient to the Δ NDVI image used for 2000 and 2019 NDVI images, where the yellow represent no-change, positive and negative changes appear respectively in green and red.



3.3. Selected threshold for change detection

The values of the Δ NDVI image are normally distributed (K-S Test is very highly significant), with min and max values of -0.53 and 0.72 respectively. It seemed that the threshold level of one SD i.e. $\mu \pm 1*SD$, is somewhat exaggerated after analyzing visually both the Δ NDVI image and images issued from different band combinations.

However, with $\mu \pm 2*SD$, the change detected was parsimonious and not representative.

Table 3. Summary statistics of the Δ NDVI image

Mean	0,05298866
Median	0,05282916
Mode	0,05355644
SD	0,09580619
K-S Test	0,12231***

Therefore, threshold level of 1.5, as standard deviation distance from the mean value of the ΔNDVI image was selected, where the map of changes contained three classes: pixel values of $\Delta\text{NDVI} > \mu + 1.5 * \text{SD}$ are defined as a positive change (Class 1); pixel values of $\Delta\text{NDVI} < \mu - 1.5 * \text{SD}$ are defined as a negative change (Class 2); and $\mu - 1.5 * \text{SD} < \Delta\text{NDVI} < \mu + 1.5 * \text{SD}$ are defined as no-change (Class 3). Hence, a change /no-change map was created between 2000 and 2019.

3.4. The change/no-change map

The final map of change/no-change is presented in figure 7, and areas of the three constituting classes are shown in table 4. Noting, that these areas were evaluated according to $\mu \pm 1.5 * \text{SD}$ threshold and using the UTM projection system (31N zone ; WGS84 datum). These results show that more than 90% of the DNP do not experienced major disturbances between 2000 and 2019, and that the positive changes (4.41%) are greater than negative ones (with 1.95%). The major changes (positive and negative) are occurred in the eastern and the center parts of the DNP than in the western part. Therefore, those changes are more concentrated on the south side of the Djurdjura chain for the eastern part and more concentrated on the north side for the western part. However, it remains that the areas situated in the north side of the central part of the DNP, between the central and western parts, and the south western region are the most stable (the least dynamic parts) with minor changes.

It appears that the positive changes are more or less equally distributed between the eastern and the western part of the DNP with a little concentration on the both extreme parts, while negative changes are more concentrated on the center and the eastern part (figure 8).

Table 4. Evaluated areas of change/no-change map classes

Class	Count	Area (ha)	Area (%)
Positive change	9399	801,41	4,41
Negative change	4079	354,44	01,95
No-change	188359	17012,46	93,64
Total	201837	18168,31	100

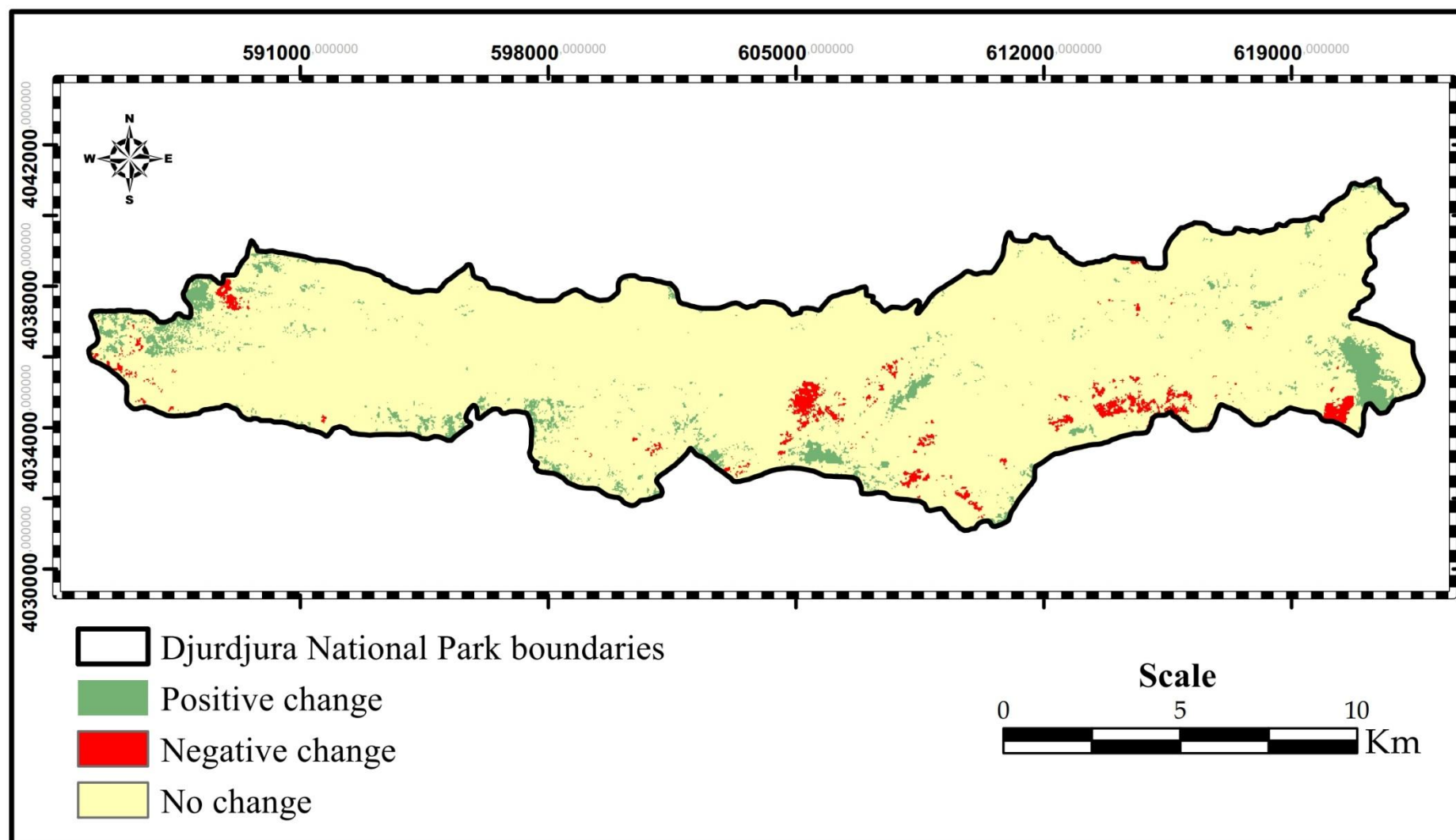


Figure 7. Change/no-change map in DNP between 2000 and 2019 produced using Landsat ETM+ data and NDVI differencing method

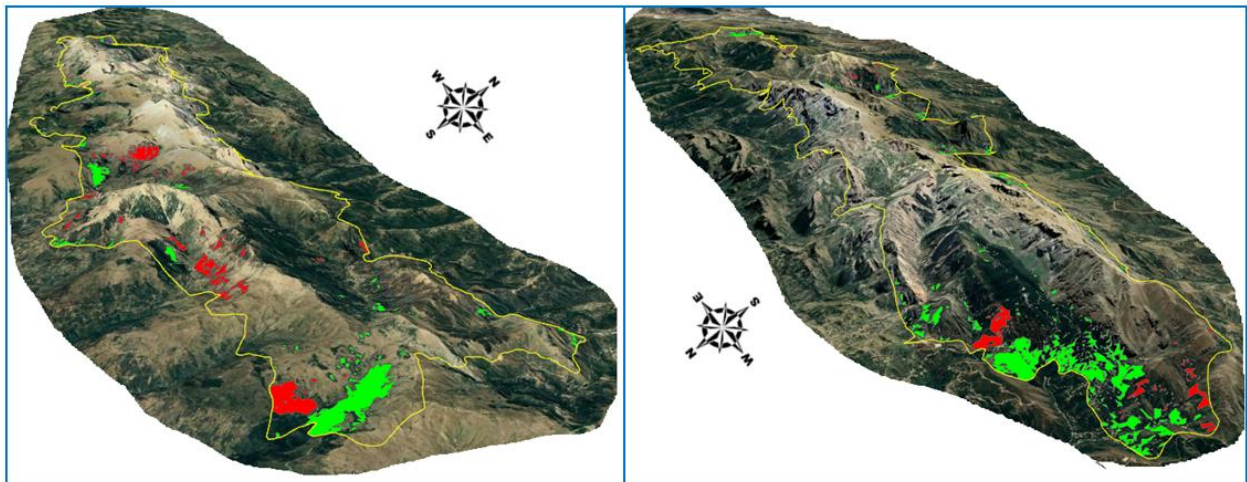


Figure 8. Positive-negative changes exported to Google Earth Pro: (a) Eastern view, and (b) Western view

If we consider that healthy vegetation corresponds to values greater than 0.55 (Zhang *et al.* 2017), including all cedar forests of Djurdjura, figure 9 corresponds to the application of this threshold on the NDVI image of 2019. Visually, it is obvious to conclude, after comparing this image with the change/no-change map, that the Djurdjura cedar forest did not experience a major disturbance for the two dates 2000 and 2019, but it remains that the detection of such a disturbance between the two dates requires another investigation (a time series for example) using other satellite images between the two dates.

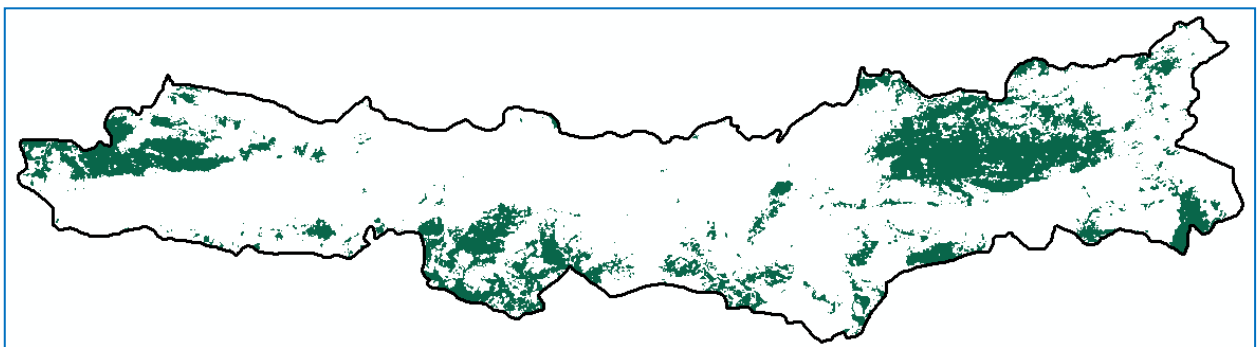


Figure 9. Healthy vegetation of the DNP in 2019 with a threshold of 0.5 on the NDVI image

3.5. Accuracy of the change/no-change map

As mentioned before, accuracy of the detected changes in the DNP was assessed as user's accuracy (UA), producer's accuracy (PA), overall accuracy (OA) and kappa coefficient. the table 5 summarizes all these metrics. Noting that an important number of points were situated in inaccessible locations and the validation of those points was done using Google

Earth high resolution images (**Annex Vc**). It is important to note that all accuracy values are greater than 69%. Therefore, accuracy results suggested that the selected threshold yielded an overall accuracy of 84% with an associated Kappa coefficient value of 0,76 (or 76%).

Table 5. Accuracy assessment for the change/no-change map produced using the NDVI differencing method

		Reference (ground truth)				UA (%)
		Negative change	No-change	Positive change	Row total	
NDVI Differencing method	Negative change	37	13	0	50	74%
	No-change	2	47	1	50	94%
	Positive change	0	8	42	50	84%
	Column total	39	68	43	150	//////
	PA (%)	94,87%	69,11%	97.67%	//////	OA = 84% Kappa = 0,76

4. Discussion & conclusion

This work allowed us to highlight the overall vegetation change within the DNP at medium scale between 2000 and 2019 using ETM+ Landsat data. Taking advantage of the archive offered by Landsat-7 (since 1999), two images was selected of the same period (August) to focus on vegetation at the end of the dry season (especially on forest cover) ([Alphan et Derse 2013](#); [Borrelli et al. 2014](#)). The visual analysis of composite images allowed us to detect some areas with potential changes of vegetation cover on the eastern and the western parts of the DNP (particularly negative change), using 7-4-2 and 4-3-2 band combinations which is very useful in visual detection of vegetation cover ([Lillesand et Kiefer 2000](#); [Horning et al. 2010](#)). Those changes were assessed after analysis using NDVI differencing method which has proven its effectiveness in detecting such changes ([Pu et al. 2008](#); [Singh et Javeed 2021](#)). Firstly, the NDVI was calculated and standardized for both images (2000 and 2019) in order to have an Δ NDVI image. Afterwards, a classification of the Δ NDVI image was done by applying a threshold of $\mu \pm 1.5 \cdot SD$ (after testing his normality with K-S test). Three classes have been carried out constituting a change/no-change map.

The obtained overall accuracy of 84% is very acceptable and similar to those obtained by [Alphan et Derse \(2013\)](#) having applied a threshold of $1.4 \times SD$. However, kappa coefficient of agreement is powerful in its ability to provide information about a single matrix ([Congalton 1991](#)), and can give a more robust assessment of accuracy than overall accuracy ([Congalton and Mead in Cakir et al. 2006](#)). Therefore, the calculated kappa coefficient as 0,76 give a strong level of agreement ([McHugh 2012](#)).

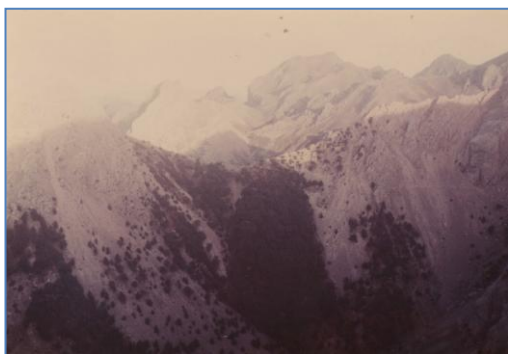
The assessed change rate between 2000 and 2019 was 6,36 %. Positive changes are greater than negative changes, with 4,41% and 1,95% respectively. To our knowledge, NDVI differencing technique has not yet been applied in other mountainous national parks (Theniet El Had, Chrea, etc.) to compare changes. However, in the coastal national park of El Kala, a rate of 26,5% (15% positive and 11% negative) was registered between 2002-2013 using the same technique but not applying the same threshold ([Khaznadar et Fenni 2015](#)).

Positive changes which are more or less equally distributed between the eastern and the western part of the DNP, are principally due to favorable abiotic conditions allowing more or less fast resilience after disturbances ([Meddour 2010](#)). In more or less degraded environments, the reinstallation of tree species can be done randomly ([Mediouni et Yahi 1994](#)). However, Several plant successions have been studied in the DNP, attesting a progressive dynamic if we let nature take its course ([Mediouni et Azira 1992](#); [Meddour 1999](#); [Addar et al. 2004](#)). Conservation actions by the park managers is not to be neglected ([UICN 2015](#)). Unique at the DNP, cedar reforestation of Tirourda created in 1978 (figure 10) have recorded an increase in NDVI values between 2000 and 2019 (increased photosynthetic capacity), which can be explained by the good dynamism of those plantations ([Akli 2015](#); [Rabhi et al. 2018](#)). Within the western part of the DNP, Tala Guilef cedar forest constitute a typical example of positive change, not only during the investigated period but from a long time (figure 11).



Figure 10. Reforestation with *Cedrus atlantica* at Tirourda region

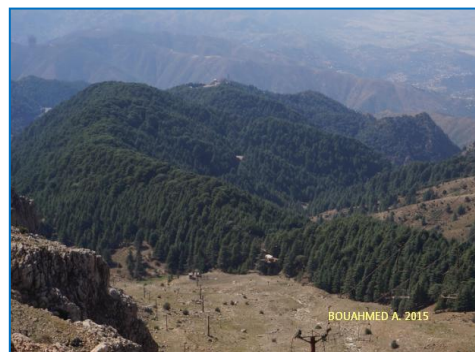
Photos taken by Derridj (1986)



Photos taken in 2015



View from another angle



([Quézel et Santa 1962](#))



A. Bouahmed (2015)

Figure 11. Examples on positive changes at Tala-Guilef cedar forest

Although the rate of negative change is small compared to the overall surface of the DNP, we believe that it should not be ignored, since the surface which remains unchanged is not completely covered by vegetation (rocky area). Screenshots were taken from "Google Earth Pro" history show some situations where tree cover was reached between 2000 and 2019 (figure 12). Negative changes are mainly related to the human factor which is at the head of the constraints for the DNP managers ([PND 2012](#)). With a high population density in neighboring villages, particularly in the north side, deforestation and clearing for arboriculture ; cattle, sheep and goat grazing are frequent practices ([UICN 2015](#); [Larbi et al. 2019](#)). Furthermore, tourism for various purposes constitute a significant pressure on habitats and biodiversity. Secondly, fire frequency and their magnitude were not neglected. Only in the Ait ouabane sector, 197 fires with a burnt area of 1156 ha were registered between 2000 and 2020 ([Berkoud 2021](#)). The mountainous nature of the DNP with very steep slopes, promotes rockfalls and landslides affecting vegetation cover. One of them have been registered at Azrou N'thor region in 2012, photographed two years later (figure 13).



Figure 13. Landslide at Azrou N'thor region in 2012: on the right its effect on forest cover

It is important to remind that most of the area remaining unchanged is located in the north side of the central part of the DNP, between the central and western parts, and the south western region (Haizer). This due to the very low vegetation cover which characterize those areas in august (lowest NDVI values), and probably due to the fact that those areas are almost covered by rock. Moreover, edaphic and topographic conditions (steep slopes) are less favorable compared to dynamic regions, i.e. Ait ouabane, Tikjda, Tala guilef, etc. ([Mediouni et Azira 1992](#); [Mediouni et Yahi 1994](#)) with better edaphic conditions ([Bourbia 1988](#); [Benmouffok 1995](#)).

Point number
(from validation
samples)

Before change

After change

N°08



2007

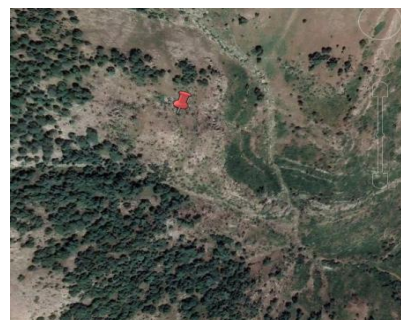


2017

N°26



2003



2019

N°29



2003



2019

N°36



2004



2018

Figure 12. Some validated points with negative change (extracted from Google Earth Pro image archive)

Despite the high accuracy registered, it remains that the resulted change/no-change map is the product of the used ETM+ images (medium resolution) and the applied technique where the change detected is mainly related to the selected threshold. The refining of the change detection between the two dates (2000 and 2019) require other investigations by: (i) using other satellite images between the two dates ([Zaidi et al. 2017](#)), and/or (ii) combining the NDVI differencing technique with other techniques ([Hu 2007](#); [Pu et al. 2008](#)).

The cedar forest was not spared of disturbances between 2000 and 2019. However, there was no major changes except for the cedar forest of Tikjda where the fire ravaged 15 ha in 2012 ([PND, 2013 in Larbi 2015](#)). It is important to note that the cedar forest of Tala Guilef is by far the most preserved in Djurdjura since 2000, since that of Ait ouabane has known many disturbances. The cedar forests recorded high values of NDVI, which reflects its vigor in Djurdjura. What is also advantageous for cedar in Djurdjura, its ability to regenerate, particularly in gaps ([Alileche et al. 2021](#)). The role of *Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica* is not to be ignored in these environments or those that are more open ([Addar 2016](#); [Meddour et al. 2021](#)). As for the conservation of cedar within the PND, it is important that the positive experience of the reforestation of Tirourda will be repeated in other localities where the conditions are favorable ([Bouahmed et al. 2019](#)).

Overall, using the new product of Landsat (C2L2SP) we roughly highlighted through this work at medium scale, major change/no-change of the vegetation cover between 2000 and 2019 within the DNP. This constitute a solution for managers to focus mainly on two aspects: support the progressive dynamic and minimize the effect of regression factors (cutting, overgrazing, fires, etc.).

References

- Abdelli D. 2011.** Cartographie et dendrométrie des individus de pin noir « *Pinus nigra* Arnold ssp *mauretanica* » dans les stations de Taouielt et de Tikjda (Djurdjura Sud). Mémoire d'Ingénieur, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 54 p.
- Abdessemed K. 1984.** Les problèmes de la dégradation des formations végétales dans l'Aurès (Algérie) - Première partie : La dégradation, ses origines et ses conséquences. Forêt Médit. 6, 1: 19-28.
- Addar A. 2016.** Mise en évidence des processus diachroniques de la régénération naturelle du cèdre de l'Atlas au niveau des massifs du Djurdjura et de Chréa. Thèse de Doctorat, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène, Algérie, 150 p.
- Addar A, Abdelkrim H, Yahi N. 2004.** Analyse dynamique d'une succession végétale de la série à *Cedrus atlantica* dans le massif du Tigounatine (Djurdjura). Annales de l'Institut National Agronomique El Harrach. 25, 1: 1-18.
- Agoud D, Messouaf M. 2011.** Dendrométrie, cartographie pied par pied et analyse de la production de cônes et de chatons du pin noir « *Pinus nigra* Arnold ssp *mauretanica* » de Tigounatine (Djurdjura Sud, Algérie). Mémoire d'Ingénieur, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 48 p.
- Akli A. 2015.** Etude comparative de la croissance radiale et des variables dendrométriques (hauteur, diamètre) des reboisements de Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) du Djurdjura et de Chréa (Blida). Mémoire de Magister, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 103 p.
- Alileche A, Himrane H, Slimani S, Derridj A. 2021.** Regeneration in gaps of Atlas cedar (*Cedrus atlantica* endl.) Carrière in the Djurdjura National park, Northern Algeria. Agrobiologia. 11, 1: 2444-2456.
- Alphan H, Derse MA. 2013.** Change detection in Southern Turkey using normalized difference vegetation index (NDVI). Journal of Environmental Engineering and Landscape Management. 21, 1: 12-18.
- Alqurashi AF, Kumar L. 2013.** Investigating the Use of Remote Sensing and GIS Techniques to Detect Land Use and Land Cover Change: A Review. Advances in Remote Sensing. 2: 193-204. DOI: <http://dx.doi.org/10.4236/ars.2013.22022>.
- Bannari A, Morin D, Bonn F, Huete AR. 1995.** A review of vegetation indices. Remote Sensing Reviews. 13, 1-2: 95-120. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/02757259509532298>.
- Benmouffok A. 1995.** Description de formations à *Cedrus atlantica* Manetti du massif central du Djurdjura (Algérie). Cahiers Agricultures. 4, 5: 383-387.
- Berkoud A. 2021.** Contribution à l'analyse du bilan des incendies de forêt dans le Parc National du Djurdjura : Cas du secteur des Ait Ouabane. Mémoire de Master, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 40 p.
- Borrelli P, Modugno S, Panagos P, Marchetti M, Schütt B, Montanarella L. 2014.** Detection of harvested forest areas in Italy using Landsat imagery. Applied Geography. 48: 102-111.
- Bouahmed A, Vessella F, Schirone B, Krouchi F, Derridj A. 2019.** Modeling *Cedrus atlantica* potential distribution in North Africa across time: new putative glacial refugia and future range shifts under climate change. Reg Environ Change. 19, 6: 1667-1682. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-019-01503-w>.
- Bourbia S. 1988.** Contribution à l'étude de la végétation et des sols de la forêt relique des Aït-Ouabane. Mémoire d'Ingénieur, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 120 p.
- Cakir HI, Khorram S, Nelson SA. 2006.** Correspondence analysis for detecting land cover change. Remote sensing of environment. 102, 3-4: 306-317.
- Caloz R, Collet C. 2001.** Précis de télédétection : Vol 3 - Traitements Numériques d'Images de Télédétection. Presses de l'Université du Québec, 386 p.
- Chen F, Zhao X, Ye H, Karakehayov Z. 2012.** Making use of the Landsat 7 SLC-off ETM+ image through different recovering approaches. In: Karakehayov Z (ed) Data Acquisition Applications. IntechOpen, London, pp 317-342. DOI: <http://dx.doi.org/10.5772/48535>.
- Cohen J. 1960.** A coefficient of agreement for nominal scales. Educational and Psychological Measurement 1: 37-46. DOI: <http://dx.doi.org/10.1177/001316446002000104>.
- Collins JB, Woodcock CE. 1996.** An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal Landsat TM data. Remote sensing of environment. 56, 1: 66-77.
- Congalton RG. 1991.** A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. Remote sensing of environment. 37, 1: 35-46.
- Congalton RG, Green K. 2009.** Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices. CRC Press/Taylor & Francis, 183 p.
- Coppin PR, Bauer ME. 1996.** Digital change detection in forest ecosystems with remote sensing imagery. Remote sensing reviews. 13, 3-4: 207-234.

- Deer P. 1995.** Digital change detection techniques in remote sensing. Defence Science and Technology Organization Canberra (Australia). Technical Report, 44 p.
- Drezner Z, Turel O, Zerom D. 2008.** A Modified Kolmogorov-Smirnov Test for Normality. *In: In Communication in Statistics- Simulation and Computation.* University Library of Munich, Germany, MPRA Paper, 20 p.
- Engebretson C. 2020.** Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) Collection 2 (C2) Level 2 (L2) Data Format Control Book (DFCB). US Geological Survey LSDS-1337, Version 50: 62 p.
- Franks S, Storey J, Rengarajan R. 2020.** The New Landsat Collection-2 Digital Elevation Model. *Remote Sensing.* 12, 23: 3909.
- Gandhi GM, Parthiban S, Thummalu N, Christy A. 2015.** Ndvi: Vegetation change detection using remote sensing and gis-A case study of Vellore District. *Procedia computer science.* 57: 1199-1210.
- Gutman G, Janetos AC, Justice CO, Moran EF, Mustard JF, Rindfuss RR, Skole D, Turner BL, Cochrane MA. 2004.** Land Change Science: Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface. Springer Netherlands, 460 p.
- Haines-Young R. 2009.** Land use and biodiversity relationships. *Land use policy.* 26: S178-S186.
- Hamidouche-Si Mohammed C, Bouahmed A, Vessella F, Krouchi F, Derridj A. 2014.** Geographic distribution and morphological variation of *Taxus baccata* in Algeria. *In: Der Eibenfreunde,* vol 20/2014. Pietzarka U., pp 39-52.
- Hemati MA, Hasanlou M, Mahdianpari M, Mohammadimanesh F. 2021.** A Systematic Review of Landsat Data for Change Detection Applications: 50 Years of Monitoring the Earth. *Remote Sensing.* 13, 15: 2869.
- Hibbard K, Hoffman F, Huntzinger DN, West T. 2017.** Changes in land cover and terrestrial biogeochemistry. *In: ClimateScience Special Report: A Sustained Assessment Activity of the U.S. Global Change Research Program [Wuebbles, D.J., D.W. Fahey, K.A. Hibbard, D.J. Dokken, B.C. Stewart, and T.K. Maycock (eds.)]. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA (2017), pp 405-442.*
- Horning N, Robinson JA, Sterling EJ. 2010.** Remote Sensing for Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford University Press, Oxford, UK, 467 p.
- Hu Z. 2007.** Using NDVI differencing and temporal logic to enhance ISODATA classification in urban environments. *GIScience & Remote Sensing.* 44, 1: 48-67.
- Hycza T, Sterenczak K, Balazy R. 2017.** Black-Bridge data in the detection of forest area changes in the example of Sudety and Beskidy. *Folia Forestalia Polonica Series A - Forestry.* 59, 4: 272-280.
- Kaplan JO, Krumhardt KM, Ellis EC, Ruddiman WF, Lemmen C, Goldewijk KK. 2011.** Holocene carbon emissions as a result of anthropogenic land cover change. *The Holocene.* 21, 5: 775-791.
- Kennedy RE, Townsend PA, Gross JE, Cohen WB, Bolstad P, Wang YQ, Adams P. 2009.** Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. *Remote sensing of environment.* 113, 7: 1382-1396.
- Khaznadar M, Fenni M. 2015.** Vegetation and land cover change in the National park of EL Kala: Application of NDVI differencing and classification analysis. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences.* 7, 1: 231-244.
- Krouchi F. 2010.** Étude de la diversité de l'organisation reproductive et de la structure génétique du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) en peuplement naturel (Tala-guilef, Djurdjura nord – ouest, Algérie). Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 127 p.
- Larbi R. 2015.** Analyse de la diversité floristique et de la phytodynamique de la série de végétation à *Cedrus atlantica* au Djurdjura Centro-méridional (Secteur de Tikjda). Mémoire de Magister, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 103 p.
- Larbi R, Benabdelaziz T, Meddour R. 2019.** Paturage dans le Parc National du Djurdjura et son impact sur l'écosystème forestier. *In: Recueil des résumés du 3^{ème} Séminaire International sur les Pâturages, les Parcours et l'Alimentation des Animaux dans le Bassin Méditerranéen (SIPPABM), 09-10 avril 2019. El- Tarf, Algérie, page 63.*
- Lillesand T, Kiefer RW. 2000.** Remote sensing and image interpretation. Forth Edition. John Wiley & Sons, 469 p.
- Lilliefors HW. 1967.** On the Kolmogorov-Smirnov Test for Normality with Mean and Variance Unknown. *Journal of the American Statistical Association.* 62, 318: 399-402. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/01621459.1967.10482916>.
- Loukkas A. 2006.** Atlas des parcs Nationaux Algériens. Publié par le Parc National de Théniet El Had avec l'autorisation de la Direction Générale des Forêts: 91 p.
- Lu D, Mausel P, Brondizio E, Moran E. 2004.** Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing.* 25, 12: 2365-2401.

- Mancino G, Nolè A, Ripullone F, Ferrara A. 2014.** Landsat TM imagery and NDVI differencing to detect vegetation change: assessing natural forest expansion in Basilicata, southern Italy. *iForest - Biogeosciences and Forestry*. 7, 2: 75-84. DOI: <http://dx.doi.org/10.3832/for0909-007>.
- McHugh ML. 2012.** Interrater reliability: the kappa statistic. *Biochem Med (Zagreb)*. 22, 3: 276-282.
- Meddour R. 1999.** La formation caducifoliée présylvatique à *Ulmus procera* et *Acer Monspensulanum* du Djurdjura Nord-Occidental (Algérie). *Doc Phytosoc*. 19, NS: 447-452.
- Meddour R. 2010.** Bioclimatologie, phytogéographie et phytosociologie en Algérie : exemple des groupements forestiers et préforestiers de la kabylie Djurdjuréenne. Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 397 p.
- Meddour R, Belhacene D, Bitam L, Sahar O. 2021.** Rôle facilitateur d'une plante nurse (*Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica* (C. Presl) Nyman dans la reconstitution de la cédraie anthropisée du Parc national du Djurdjura (Algérie). *Evaxiana*. 8: 25-36.
- Mediouni K, Azira F. 1992.** Contribution à l'étude de la dynamique des formations à Erables (*Acer*) d'Ait Ouabane (Djurdjura). *Forêt Médit*. 13, 2: 109-114.
- Mediouni K, Yahi N. 1994.** Phytodynamique et autoécologie du *Cedrus atlantica* dans le Djurdjura. *Ann Rech For Maroc*. 27, 1: 77-104.
- Milne AK. 1988.** Change detection analysis using Landsat imagery: a review of methodology. *In: Proceedings of the "IGARSS 1988 Symposium" Edinburgh (Scotland-UK), European Space Agency, Neuilly, France, 13-16 September 1988: 541-544.*
- Mohamdi H. 2018.** Utilisation d'un SIG à l'analyse diachronique de la cédraie De Tala Guilef (Djurdjura nord-ouest). Mémoire de Master, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 35 p.
- Ojima DS, Galvin KA, Turner BL. 1994.** The global impact of land-use change. *BioScience*. 44, 5: 300-304.
- Pettorelli N. 2013.** NDVI from A to Z. *In: The Normalized Difference Vegetation Index*. Oxford University Press, pp 30-43.
- Pinto C, Jing X, Leigh L. 2020.** Evaluation Analysis of Landsat Level-1 and Level-2 Data Products Using In Situ Measurements. *Remote Sensing*. 12: 2597. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/rs12162597>.
- Plit F. 1983.** La dégradation de la végétation, l'érosion et la lutte pour protéger le milieu naturel en Algérie et au Maroc. *Méditerranée. Série3. Tome 49, 3: 79-88.* DOI: <http://dx.doi.org/10.3406/medit.1983.2139>.
- PND. 2012.** Deuxième plan de gestion du Parc National du Djurdjura. 70 p.
- Pongratz J, Reick CH, Raddatz T, Claussen M. 2010.** Biogeophysical versus biogeochemical climate response to historical anthropogenic land cover change. *Geophysical Research Letters*. 37, 8: L08702. DOI: <http://dx.doi.org/10.1029/2010GL043010>.
- Pu R, Gong P, Tian Y, Miao X, Carruthers RI, Anderson GL. 2008.** Using classification and NDVI differencing methods for monitoring sparse vegetation coverage: a case study of saltcedar in Nevada, USA. *International Journal of Remote Sensing*. 29, 14: 3987-4011.
- Quézel P. 1960.** Quelques aspects de la dégradation du paysage végétal au Sahara et en Afrique du Nord. *Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources Septième réunion technique Volume II : Conservation du Sol et de l'Eau / Soil and Water Conservation: 341-346.*
- Quézel P, Santa S. 1962.** Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Tome 01 Éd CNRS, Paris: 1-565.
- Rabhi K, Akli A, Djouhri A, Yahi N, Boudedja S, Messaoudene M. 2018.** Bilan et croissance des reboisements de cèdre de l'Atlas, *Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière, en Algérie: cas du Djurdjura et de l'Atlas blidéen. *Bois & forêts des tropiques*. 337: 3-15.
- Rebbas K. 2014.** Développement durable au sein des aires protégées algériennes, cas du Parc National de Gouraya et des sites d'intérêt biologique et écologique de la région de Béjaïa. Thèse de Doctorat, Université Ferhat Abbas de Sétif, Algérie, 179 p.
- Rogan J, Franklin J, Roberts DA. 2002.** A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery. *Remote sensing of environment*. 80, 1: 143-156.
- Rosenfield GH, Fitzpatrick-Lins K. 1986.** A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric engineering and remote sensing*. 52, 2: 223-227.
- Rouse Jr J, Haas RH, Schell JA, Deering DW. 1974.** Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *In: Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium. Volume 1: Technical Presentations, section A. Paper A20. NASA Goddard Space Flight Center, pp 309-313.*
- Sayler K. 2020.** Landsat 4-7 Collection 2 (C2) Level 2 Science Product (L2SP) Guide. US Geological Survey LSDS-1618, Version 30: 37 p.
- Singh A. 1989.** Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*. 10, 6: 989-1003. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/01431168908903939>.

- Singh P, Javeed O. 2021.** NDVI Based Assessment of Land Cover Changes Using Remote Sensing and GIS (A case study of Srinagar district, Kashmir), Sustainability, Agri. Food and Environmental Research. 9, 4: 491-504.
- Sitch S, Brovkin V, von Bloh W, van Vuuren D, Eickhout B, Ganopolski A. 2005.** Impacts of future land cover changes on atmospheric CO₂ and climate. Global Biogeochem Cy. 19, 2: GB2013.
- Storey J, Scaramuzza P, Schmidt G. 2005.** Landsat 7 scan line corrector-off gap-filled product development. Pecora 16 "Global Priorities in Land Remote Sensing" October 23–27, 2005 * Sioux Falls, South Dakota: 13 p.
- Taïqui L. 1997.** La dégradation écologique au Rif marocain: nécessités d'une nouvelle approche. Méditerranée Serie de Estudios Biológicos. Época II, 16: 5-17.
- UICN. 2015.** Renforcement des connaissances et du partenariat sur les zones clés pour la biodiversité en Algérie: cas du Parc National du Djurdjura. Rapport technique Projet UICN-Med/CEPF#62748# «Valorisation des zones clés pour la biodiversité en Afrique du Nord à travers l'implication des organisations de la société civile dans leur conservation et gestion»: 163 p.
- Véla E, Benhouhou S. 2007.** Évaluation d'un nouveau point chaud de biodiversité végétale dans le Bassin méditerranéen (Afrique du Nord). C R Biologies. 330, 8: 589-605.
- Wulder MA, Ortellepp SM, White JC, Maxwell S. 2008.** Evaluation of Landsat-7 SLC-off image products for forest change detection. Canadian Journal of Remote Sensing. 34, 2: 93-99.
- Xie Y, Sha Z, Yu M. 2008.** Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. Journal of Plant Ecology. 1, 1: 9-23. DOI: <http://dx.doi.org/10.1093/jpe/rtm005>.
- Xue J, Su B. 2017.** Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. Journal of Sensors. 2017, 1353691: 17 p.
- Yahi N. 2007.** Les cédraies d'Algérie : phytoécologie, phytosociologie, dynamique et conservation des peuplements. Thèse de Doctorat, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène, Algérie, 265 p.
- Yahi N, Vela E, Benhouhou S, De Belair G, Gharzouli R. 2012.** Identifying important plants areas (key biodiversity areas for plants) in northern Algeria. Journal of threatened taxa. 4, 8: 2753-2765.
- Zaidi SM, Akbari A, Abu Samah A, Kong NS, Gisen A, Isabella J. 2017.** Landsat-5 Time Series Analysis for Land Use/Land Cover Change Detection Using NDVI and Semi-Supervised Classification Techniques. Polish Journal of Environmental Studies. 26, 6: 2833-2840.
- Zhang X, Wu S, Yan X, Chen Z. 2017.** A global classification of vegetation based on NDVI, rainfall and temperature. International Journal of Climatology. 37, 5: 2318-2324.
- ZhiYong L, Liu T, Benediktsson JA, Falco N. 2021.** Land cover change detection techniques: Very-high-resolution optical images: A review. IEEE Geoscience and Remote Sensing Magazine. 0274-6638/21©2021IEEE: 21 p.
- Zhu Z. 2019.** Science of Landsat analysis ready data. Remote Sensing. 11, 18: 2166.
- Zhu Z, Wulder MA, Roy DP, Woodcock CE, Hansen MC, Radeloff VC, Healey SP, Schaaf C, Hostert P, Strobl P, Pekel J-F, Lymburner L, Pahlevan N, Scambos TA. 2019.** Benefits of the free and open Landsat data policy. Remote sensing of environment. 224: 382-385. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.016>.

CONCLUSION GENERALE

Les outils de géomatique sont devenus les plus pertinents pour la modélisation, le suivi et la gestion environnementales ainsi que pour améliorer la capacité de prise de décisions. En utilisant ces outils, nous avons contribué à deux aspects cartographiques importants ayant trait à la cédraie nord africaine en générale et la cédraie algérienne en particulier : l'évolution de l'aire potentielle du cèdre et le suivi spatiotemporelle de la cédraie.

L'exploitation des données de la littérature et l'utilisation des SIG nous ont permis de délimiter la grande majorité des cédraies nord africaines. Donc, de produire une carte géoréférencée sur la distribution géographique du cèdre et d'initier une base de données géographique sur les cédraies nord africaines.

En se focalisant sur la modélisation de l'aire potentielle du cèdre de l'Atlas basée sur le concept de la niche écologique, nous avons confirmé l'utilité de recourir à un modèle consensus dans le cadre des SDMs ([Marmion et al. 2009](#)). En effet, les résultats obtenus fournissent une contribution à la compréhension de la dynamique spatio-temporelle de l'aire de répartition potentielle du cèdre.

Les modèles relatifs aux périodes passées ont révélé que le cèdre de l'Atlas avait une distribution potentiellement plus large qu'à l'heure actuelle, avec son étendue spatiale maximale enregistrée au cours de l'Holocène moyen. En comparant le modèle du dernier maximum glaciaire avec les données paléopalynologiques, nous avons pu diviser les refuges glaciaire du cèdre en trois catégories: (i) refuges putatifs prédites exclusivement par notre modèle (ii) refuges révélés par les investigations palynologiques mais non prédites par notre modèle, et (iii) des refuges prédites par notre modèle et chevauchent avec les paléo-enregistrements. En effet, quatre refuges glaciaires putatifs de l'espèce chevauchant avec les refuges putatifs de la région méditerranéenne ont été identifiés ([Médail et Diadema 2009](#)). Le modèle de l'Holocène moyen a montré que le Djurdjura n'était favorable au cèdre que dans sa partie orientale, alors que les Babors, Chelia et Ouled Yakoub n'étaient pas favorables du tout à cette époque. Ces résultats suggèrent que le cèdre de l'Atlas a fait sa première apparition dans ces localités après 6000 BP. Ce qui a permis de conclure que les forêts de cèdre actuelles (au moins en partie) sont l'aboutissement d'une longue migration depuis les refuges glaciaires le long d'un gradient altitudinal, laissant les altitudes modérées aux chênes à feuilles caduques,

en particulier *Quercus canariensis* ([Salamani 1993](#); [Stambouli-Essassi et al. 2007](#); [Cheddadi et al. 2009](#)).

Cependant, les projections futures ont indiqué une migration continue de l'espèce vers les altitudes les plus élevées (dans certaines localités) et une contraction importante de l'aire potentielle future selon deux scénarios de changements climatiques.

De nombreux auteurs s'accordaient à dire que les potentialités environnementales de *C. atlantica* se situent au-delà de sa répartition géographique ([Boudy 1950](#); [Aussenac 1984](#); [Derridj 1990](#)). Cependant, l'aire potentielle actuelle que nous avons obtenue semblait être surestimée. Donc, un seuil de 50% lui a été appliqué. La carte de l'aire potentielle seuillée et découpée selon les limites de la région méditerranéenne algérienne a montrée une superficie estimée à 1 560 000 ha. Nous pensons que cette aire n'est pas loin de la réalité et que les chiffres donnés pour cette aire dans la littérature ne dépendent pas sur l'application d'une démarche scientifique claire dont la part de subjectivité n'est pas à ignorer. La carte des aires propices au reboisement et au boisement, issue de l'application de tous les paramètres de restriction a montrée une réduction importante de l'aire potentielle, passant de 1 560 000 ha à 408200 ha, soit une réduction de presque de 74%. Toutefois, toutes les aires propices au reboisement et au boisement ainsi définies s'élèvent à plus de 1300 m d'altitude dont nous avons donnés quelques exemples d'anciens reboisements réussis s'élevant à des altitudes inférieures et supérieures à 1300 m. À des distances variables de la mer méditerranée et à différentes expositions, ces reboisements (de Ben Chicao, de Tazarine et de Tirourda) datant des années 70 montrent que le cèdre pourra très bien réussir si les conditions sont favorables.

En ajoutant la couche vectorielle correspondant au découpage administratif (selon les wilayas) à la carte des aires propices au reboisement et au boisement, il s'est manifesté que sur les 42 wilayas se trouvant ou traversant la région méditerranéenne algérienne, plus que la moitié (25 wilayas) contiennent des aires propices au reboisement et au boisement. La wilaya de Batna est à la tête avec presque 39 % de la superficie globale, donc une superficie dépassant les 100000 ha. Suivi par Khenchela, Bordj Bou Arreridj, Sétif, Tlemcen, M'Sila, Bouira, Tissemsilt, Tébessa et Tizi Ouzou avec des superficies allant de 10000 à 42000 ha. Les 15 wilayas restantes renferment des aires propices au reboisement et au boisement inférieures à 10000 ha.

Il ressort de l'étude des changements du couvert végétal au Parc National du Djurdjura entre 2000 et 2019 moyennant les données ETM+ du nouveau produit de Landsat (C2L2SP) et la méthode de "différenciation du NDVI" (NDVI differencing), que :

- À moyenne échelle, le changement/non-changement majeurs du couvert végétal détectés entre les deux dates dépendent essentiellement du seuil appliqué.
- Les forêts de cèdre ont enregistré des valeurs élevées de NDVI, reflétant la vigueur du cèdre au Djurdjura.
- La cédraie du Djurdjura n'a pas été épargnée des perturbations entre 2000 et 2019. Cependant, il n'y a pas eu de changements majeurs sauf pour la cédraie de Tikjda où le feu a ravagé 15 ha en 2012 ([PND, 2013 in Larbi 2015](#)). La cédraie de Tala Guilef est de loin la plus conservée et la cédraie d'Ait ouabane est celle qui a subi le plus de perturbations.

Les résultats de cet aspect (particulièrement la carte des changements) constituent une solution pour les gestionnaires du parc afin de se focaliser principalement sur deux points fondamentaux : soutenir la dynamique progressive et minimiser l'effet des facteurs de régression (coupe, surpâturage, feux, etc.).

À la lumière de ce qui a été avancé plus haut et compte tenu des problèmes des cédraies algériennes, le recours à des actions de reboisement, de boisement, d'adaptation aux changements climatiques ([Williams et Dumroese 2013](#)) et de restauration forestière ([Jacobs et al. 2015](#)) est devenu plus que nécessaire pour la sauvegarde du cèdre en Algérie dont les cartes issues du présent travail constituent des solutions à moyenne échelle pour soutenir de telles actions. Nous pensons toutefois, que le cèdre mérite aujourd'hui une place prioritaire dans les programmes de reboisement et de conservation, voire un programme national exceptionnel dans la stratégie générale du secteur forestier. Cela aura pour effet d'étendre les superficies de l'espèce à court, à moyen et à long terme et fait penser aux services que pourront offrir les futures reboisements et boisements ([Ciccarese et al. 2012](#)). En l'occurrence, les multiples études couvrant différents aspects sur le cèdre, tant au sein de son aire naturelle qu'en dehors de celle-ci, constituent des atouts scientifiques forts pour réussir les futures plantations.

Perspectives

Les résultats relatifs au premier aspect de cette thèse ouvrent la voie à d'autres travaux traitant d'autres essences forestières algériennes individuellement ou simultanément en utilisant l'approche corrélative ou hybride ([Rougier et al. 2015](#)). Les SDMs permettent de couvrir d'autres aspects à l'étude de ces essences, entre autre :

- L'exploration des mécanismes de spéciation
- La modélisation des assemblages d'espèces à partir de prédictions d'espèces individuelles

- La comparaison des paléodistributions et phylogéographies des espèces
- L'anticipation des changements de distribution des espèces

Il peuvent être utiles (SDMs) aux paléontologues. Par exemple les refuges glaciaires putatifs du cèdre, prédites exclusivement par notre modèle sont potentiellement utiles pour des prospections palynologiques. Comme ils peuvent être combinés à d'autres aspects : la génétique ([Chang et al. 2012](#)), les réseaux trophiques ([Pellissier et al. 2013](#)), etc.

Dans le cadre du suivi spatiotemporelle de la cédraie, Il serait intéressant par exemple d'étendre la détection des changements aux autres cédraies, situées ou non dans des aires protégées, en se focalisant sur des dates similaires ou différentes (selon l'histoire de la cédraie en question). L'affinement de la détection des changements nécessite d'autres investigations, par exemple : (i) en utilisant plusieurs images satellitaires représentant différentes dates ([Zaidi et al. 2017](#)), ou (ii) en combinant la technique utilisée (NDVI differencing) avec d'autres ([Hu 2007](#); [Pu et al. 2008](#)). D'autres techniques prometteuses en télédétection peuvent être appliquées à l'étude des cédraies ou d'autres formations forestières algériennes ([Silva et al. 2013](#); [Arnett et al. 2015](#); [Timothy 2016](#)).

Congress Location :

Le Corum Congress Center, Esplanade Charles de Gaulle, BP 2200, 34072 Montpellier Cedex 1, France.

Website:

<http://pastglobalchanges.org/calendar/2016/127-pages/1559-the-5th-international-ecosummit-congress>

IMPORTANCE OF DECIDUOUS SPECIES WITHIN THE VEGETATION MOSAIC OF AIT-OUABANE FOREST (DJURDJURA NORTH-EASTERN, ALGERIA)



29 August - 1 September, 2016

A. BOUAHMED, F. KROUCHI & A. DERRIDJ

Faculty of Biological and Agronomic Sciences, University Mouloud Mammeri of Tizi-Ouzou, Algeria.
Mail : a.bouahmed@yahoo.fr



Abstract N° ECOS2016_2055
New Reference N° P2.279

ABSTRACT

The mixed cedar forest of Ait-Ouabane (Djurdjura northeastern) is considered as the only one to still be closer to the primitive state through its relictual species composition. Our interest in this forest is motivated by the patrimonial value of its species composition with some of them having Medio-European and Eurasian origins (*Acer obtusatum*, *Acer monspessulanum*, *Acer campestre*, *Quercus canariensis*, *Sorbus aria* and *Sorbus torminalis*) and by the perspective of providing an accurate and updated evaluation of the forest area using GIS.

The present study allowed achievement of a partial map of the forest and provided data on areas occupied by the mosaics "cedar-deciduous species" using GIS and photo-interpretation techniques.

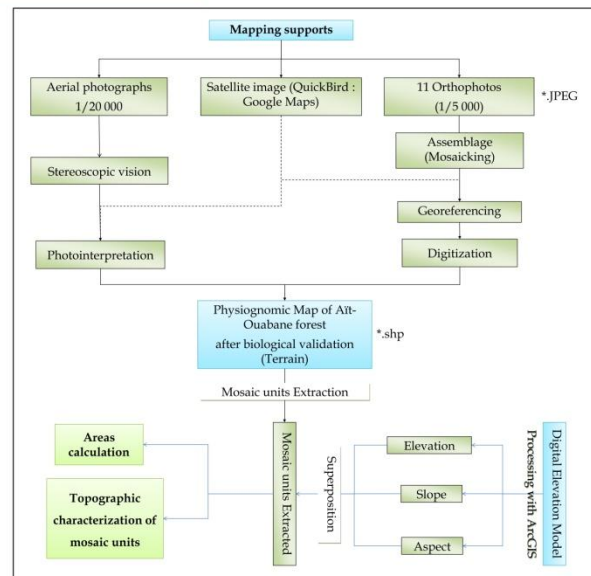
The cartographic approach allowed identification of 14 areas for 04 physiognomic units with a total area of around 115 hectares: 07 areas for the first unit with the dominance of *Cedrus atlantica*; 05 areas for the second unit dominated by deciduous species (mainly *Acer obtusatum*); 01 area corresponding to a pure maple unit with *Acer obtusatum* and 01 area representing a mixed unit dominated by *Quercus canariensis*.

The study showed that such species mosaics occupy an altitudinal range from 1350 to 1850m and settled on a medium to high slope terrain (generally greater than 30%) with exclusively Northwest, North and Northeast aspects within the north side of the Djurdjura mountain. The mapping approach showed the marginality of the areas occupied by the deciduous species which participate to the local ecosystem functioning making them deserving a particular conservation status besides their patrimonial value of the first order.

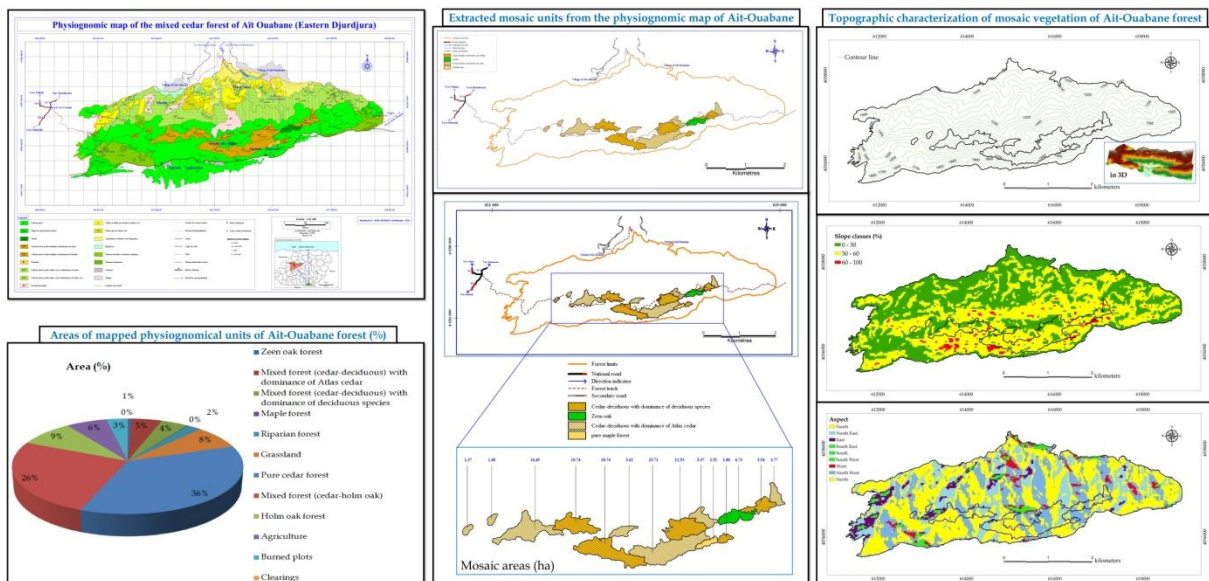
Additional investigation on similar forests across the range of Atlas cedar in Algeria will provide a better insight to the importance of such deciduous species within *Cedrus* vegetation covers and will help building scenarios on their evolution under exacerbated climatic conditions and anthropogenic pressures.

Key-words: Djurdjura, cedar forest, deciduous species, patrimonial value.

MATERIAL & METHODS



RESULTS



CONCLUSION

This work focuses on deciduous species of Ait-Ouabane forest (located at the southern limit of their range) revealed the marginality of areas occupied by them and particular topographic features which are located in. even this work emphasizes the need for in/exsitu conservation of these species in light of global changes.

REFERENCES

- CHEVALIER R., 1972. La photographie aérienne. Ed. Armand COLIN, Paris, 230p.
- DERRIDJ A., 1990. Étude des populations de *Quercus ilex* Muret en Algérie. Thèse de Doctorat d'Université, Université Paul Sabatier, Toulouse, 288 p.
- LONG G., 1975. Diagnostic phytosociologique et aménagement du territoire. Principes généraux et méthodes. Tome 1. Ed. Masson et Cie, Paris, 247p.
- Podotti F., 2013. Plant and Vegetation Mapping. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 246p.
- Prevencher, L. and J.M. M. Dubois, 2007. Précis de télédétection - Volume 4 Méthodes de photointerprétation et d'interprétation d'imagerie. Presses Universitaires du Québec / AUL, 469p.
- QUEZEL P., 2002. Réflexion sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen. Ed. Dis. press, Paris, 123p.



5TH INTERNATIONAL ECOSUMMIT
ECOLOGICAL SUSTAINABILITY
ENGINEERING CHANGE

Modeling Cedrus atlantica potential distribution in North Africa across time: new putative glacial refugia and future range shifts under climate change

Abdelkader Bouahmed, Federico Vessella, Bartolomeo Schirone, Fazia Krouchi & Arezki Derridj

Regional Environmental Change

ISSN 1436-3798

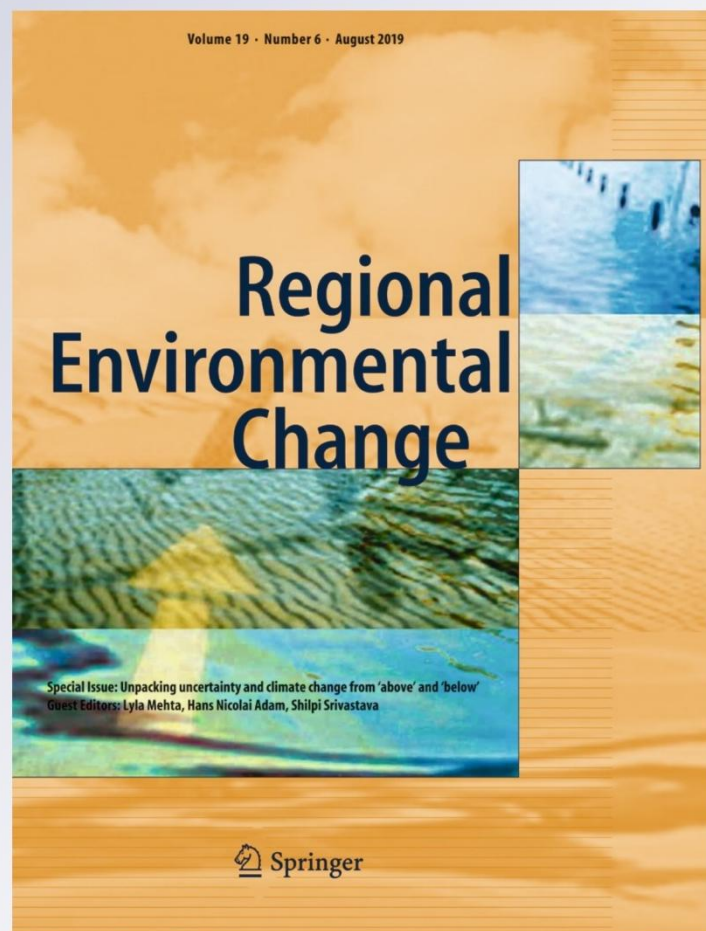
Volume 19

Number 6

Reg Environ Change (2019)

19:1667-1682

DOI 10.1007/s10113-019-01503-w



Références citées en introduction et en conclusion

- Abdessemed K. 1981.** Le cèdre de l'Atlas dans les massifs de l'Aures et du Bélezma. Etude phyto sociologique et problème de conservation et d'aménagement. Thèse de Docteur-Ingénieur, Université d'Aix Marseille III, France, 199 p.
- Arnett JTTR, Coops NC, Daniels LD, Falls RW. 2015.** Detecting forest damage after a low-severity fire using remote sensing at multiple scales. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 35: 239-246. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2014.09.013>.
- Aussenac G. 1984.** Le cèdre, essai d'interprétation bioclimatique et écophysologique. *Bull Soc Bot France Actual bot*. 131, 2-4: 385-398.
- Bannari A, Morin D, Bonn F, Huete AR. 1995.** A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*. 13, 1-2: 95-120. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/02757259509532298>.
- Benabid A. 1994.** Biogéographie phytosociologie et phytodynamique des cédraies de l'Atlas *Cedrus atlantica* (Manetti). *Ann Rech For Maroc*. 27: 61-76.
- Benabid A. 2000.** Flore et écosystèmes du Maroc: Evaluation et préservation de la biodiversité. Ibis Press, Paris, 359 p.
- Bensaid S, Gasmi A, Benhafied I. 2006.** Les forêts d'Algérie, de Césarée la romaine à ce jour. *Forêt Médit*. 27, 3: 267-274.
- Bensaid S, Hamimi S, Tabti W. 1998.** La question du reboisement en Algérie. *Sécheresse*. 9, 1: 5-11.
- Boudy P. 1950.** Économie forestière nord-africaine. Tome II : Monographies et traitements des essences forestières. Larose, Paris, 878 p.
- Boudy P. 1955.** Économie forestière nord-africaine. Tome IV : Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie. vol 4. Larose, Paris, 484 p.
- Buffault P. 1941.** Le déboisement de l'Afrique du Nord. *Revue des eaux et forêts*. 79, Série 09. N° 7: 471-487.
- Buosi J, Weissberg D. 1994.** De l'information géographique à sa représentation. *NETCOM: Réseaux, communication et territoires/Networks and communication studies*. 8, 2: 357-366.
- Chang J, Chen D, Ye X, Li S, Liang W, Zhang Z, Li M. 2012.** Coupling genetic and species distribution models to examine the response of the Hainan Partridge (*Arborophila ardens*) to late quaternary climate. *PloS one*. 7, 11: e50286. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0050286>.
- Cheddadi R, Fady B, François L, Hajar L, Suc JP, Huang K, Demarteau M, Vendramin GG, Ortu E. 2009.** Putative glacial refugia of *Cedrus atlantica* deduced from Quaternary pollen records and modern genetic diversity. *J Biogeogr*. 36, 7: 1361-1371. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.02063.x>.
- Cheddadi R, Henrot A-J, François L, Boyer F, Bush M, Carré M, Coissac E, De Oliveira PE, Ficetola F, Hambuckers A, Huang K, Lézine A-M, Nourelbait M, Rhoujjati A, Taberlet P, Sarmiento F, Abel-Schaad D, Alba-Sánchez F, Zheng Z. 2017.** Microrefugia, Climate Change, and Conservation of *Cedrus atlantica* in the Rif Mountains, Morocco. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 5, 114: 1-15. DOI: <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2017.00114>.
- Ciccarese L, Mattsson A, Pettenella D. 2012.** Ecosystem services from forest restoration: thinking ahead. *New Forests*. 43, 5-6: 543-560.
- Combe A. 1889.** Les forêts de l'Algérie. Giralt, Algiers, 72 p.
- Derridj A. 1990.** Etude des populations de *Cedrus atlantica* Manetti en Algérie. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, France, 288 p.
- DGF. 2007.** Direction générale des forêts, Algérie : <http://www.dgf.gov.dz/index.php?rubrique=statistiques§ion=indicateurs>.
- Emberger L. 1938.** Contribution à la connaissance des Cèdres et en particulier du Deodar et du Cèdre de l'Atlas. *Revue de Botanique appliquée & d'Agriculture Tropicale*. 18, 198: 77-92.
- Franklin J. 2010.** Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, United Kingdom, 320 p.
- Gomasasca MA. 2010.** Basics of geomatics. *Applied Geomatics*. 2, 3: 137-146.
- Hu Z. 2007.** Using NDVI differencing and temporal logic to enhance ISODATA classification in urban environments. *GIScience & Remote Sensing*. 44, 1: 48-67.
- Hutchinson GE. 1957.** Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*. 22: 415-427.
- Jacobs DF, Oliet JA, Aronson J, Bolte A, Bullock JM, Donoso PJ, Landhäuser SM, Madsen P, Peng S, Rey-Benayas JM, Weber JC. 2015.** Restoring forests: What constitutes success in the twenty-first century? *New Forests*. 46, 5: 601-614. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11056-015-9513-5>.
- Joly F. 1990.** Dix ans de cartographie géographique 1980-1990. *Travaux de l'Institut de Géographie de Reims*. 79, 1: 75-81.
- Larbi R. 2015.** Analyse de la diversité floristique et de la phytodynamique de la série de végétation à *Cedrus atlantica* au Djurdjura Centro-méridional (Secteur de Tikjda). Mémoire de Magister, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 103 p.
- Laurini R. 1990.** Ingénierie des connaissances spatiales : le cas de la géomatique. *L'Espace géographique*. 19-20, 1: 24-40.

- Lu D, Mausel P, Brondizio E, Moran E. 2004.** Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*. 25, 12: 2365-2401.
- M'Hirit O, Benzyane M. 2006.** Le cèdre de l'Atlas: Mémoire du temps. Mardaga, Maroc, 288 p.
- Mangiameli M, Muscato G, Mussumeci G, Carmelo Donato M. 2019.** Preface Symposium N°63: Geomatics Approaches for Environmental Surveying and Modelling. *AIP Conference Proceedings*. 2116, 1: 280001. DOI: <http://dx.doi.org/10.1063/1.5114284>.
- Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W. 2009.** Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Divers Distrib*. 15, 1: 59-69. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x>.
- Médail F, Diadema K. 2009.** Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *J Biogeogr*. 36, 7: 1333-1345.
- Messaoudène M, Rabhi K, Megdoud A, Sarmoun M, Dahmani-Megrerouche M. 2013.** Etat des lieux et perspectives des cédraies algériennes. *Forêt Médit*. 34, 4: 341-346.
- Navarro-Cerrillo RM, Sarmoun M, Gazol A, Abdoun F, Camarero JJ. 2019.** The decline of Algerian *Cedrus atlantica* forests is driven by a climate shift towards drier conditions. *Dendrochronologia*. 55: 60-70. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.dendro.2019.04.003>.
- Pellissier L, Rohr RP, Ndiribe C, Pradervand JN, Salamin N, Guisan A, Wisz M. 2013.** Combining food web and species distribution models for improved community projections. *Ecology and evolution*. 3, 13: 4572-4583. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.843>.
- Peterson A, Papes M, Soberón J. 2016.** Mechanistic and Correlative Models of Ecological Niches. *European Journal of Ecology*. 1, 2: 28-38. DOI: <http://dx.doi.org/10.1515/eje-2015-0014>.
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Martinez-Meyer E, Nakamura M, Araújo MB. 2011.** Ecological niches and geographic distributions (MPB-49). Princeton University Press, 316 p.
- Pu R, Gong P, Tian Y, Miao X, Carruthers RI, Anderson GL. 2008.** Using classification and NDVI differencing methods for monitoring sparse vegetation coverage: a case study of saltcedar in Nevada, USA. *International Journal of Remote Sensing*. 29, 14: 3987-4011.
- Rabhi K. 2015.** Modélisation et optimisation de la croissance et du fonctionnement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le Djurdjura par l'intégration de descripteurs écologiques et dendrométriques. Thèse de Doctorat, Université Abou Bakr Belkaïd de Tlemcen, Algérie, 191 p.
- Rhanem M. 2011.** Aridification du climat régional et remontée de la limite inférieure du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) aux confins de la plaine de Midelt (Maroc). *Physio-Géo Géographie physique et environnement*, Volume 5: 143-165.
- Rougier T, Lassalle G, Drouineau H, Dumoulin N, Faure T, Deffuant G, Rochard E, Lambert P. 2015.** The Combined Use of Correlative and Mechanistic Species Distribution Models Benefits Low Conservation Status Species. *PloS one*. 10, 10: e0139194. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0139194>.
- Salamani M. 1993.** Premières données paléophytogéographiques du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) dans la région de Grande Kabylie (NE Algérie). *Palynosciences*. 2: 147-155.
- Silva CR, Olthoff AE, de la Mata JAD, Alonso AP. 2013.** Remote monitoring of forest insect defoliation: A review. *Forest Systems*. 22, 3: 377-391.
- Stambouli-Essassi S, Roche E, Bouzid S. 2007.** Evolution de la végétation et du climat dans le Nord-ouest de la Tunisie au cours des 40 derniers millénaires. *Geo-Eco-Trop*. 31: 171-214.
- Timothy D, Onisimo, M., Cletah, S., Adelabu, S., & Tsitsi, B. 2016.** Remote sensing of aboveground forest biomass: A review. *Tropical Ecology*. 57, 2: 125-132.
- Williams MI, Dumroese RK. 2013.** Preparing for Climate Change: Forestry and Assisted Migration. *Journal of Forestry*. 111, 4: 287-297. DOI: <http://dx.doi.org/10.5849/jof.13-016>.
- Xue J, Su B. 2017.** Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of Sensors*. 2017, 1353691: 17 p.
- Yahi N. 2007.** Les cédraies d'Algérie : phytoécologie, phytosociologie, dynamique et conservation des peuplements. Thèse de Doctorat, Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène, Algérie, 265 p.
- Zaidi SM, Akbari A, Abu Samah A, Kong NS, Gisen A, Isabella J. 2017.** Landsat-5 Time Series Analysis for Land Use/Land Cover Change Detection Using NDVI and Semi-Supervised Classification Techniques. *Polish Journal of Environmental Studies*. 26, 6: 2833-2840.



ANNEXES



Chapitre I

Annexe Ia. : Les formations à *Cedrus atlantica* au sein de la classe des QUERCETEA PUBESCENTIS

Classe des QUERCETEA PUBESCENTIS		
Ordre des Querco-Cedretalia atlanticae		
Alliances et sous-Alliances	Description/Localisation	Associations et sous-associations
<i>Lamio numidicae-Cedrion atlanticae</i> Abdessemed, 1981	-Bioclimat subhumide, voire semi-aride. Cédraies dégradées que Quézel (1998) préconise de rattacher plutôt aux QUERCETEA ILICIS -Atlas saharien Algérien	<i>Violo munbyanae-Juniperetum communis</i> Abdessemed, 1981 <i>Acero monspessulanae-Smyrnetum olusatrae</i> Abdessemed, 1981 <i>Cedro atlanticae-Ranunculietum spicati</i> Abdessemed, 1981 <i>Lonicero etruscae-Ilicetum aquifolii</i> Abdessemed, 1981 <i>Cedro atlanticae-Quercetum rotundifoliae</i> Abdessemed, 1981 <i>Cedro atlanticae-Berberisetum hispanicae</i> Abdessemed, 1981
<i>Violo munbyanae-Cedrion atlanticae</i> Barbero, Quézel et Rivas martinez, 1981 <i>Violo Cedrenion</i> Barbero, Quézel et Rivas martinez, 1981 <i>Abietenion Marocanae</i> Barbero, Quézel et Rivas martinez, 1981	-Occupe surtout le montagnard méditerranéen mais pénètre aussi au méditerranéen supérieur et oroméditerranéen. -Rif, Tazekka et Moyen- Atlas oriental humide	<i>Luzulo forsteri-Cedretum atlanticae</i> Barbero, Quézel et Rivas martinez, 1981 <i>Agropyro marginati-Cedretum atlanticae</i> Barbero, Quézel et Rivas martinez, 1981 <i>Teucrio oxylepis-Cedretum atlanticae</i> M'hirit, 1982 <i>Berberido hispanicae-Cedretum atlanticae</i> Benabid, 1982
<i>Paeonio marocanae-Cedrion atlanticae</i> Barbero, Quézel et Rivas martinez, 1981	-Occupe l'horizon supérieur du méditerranéen supérieur et tout le montagnard méditerranéen. - Moyen-Atlas tabulaire et Haut-	<i>helianthemo crocei-Cedretum atlanticae</i> Negre, 1953 <i>Argyrocytiso battandieri- Cedretum atlanticae</i> Barbero, Quézel et Rivas martinez, 1981

Suite : Annexe Ia.

	Atlas oriental	<i>Piptahero paradoxi-Cedretum atlanticae</i> Quézel, Barbero et Benabid, 1987
<i>Paeonio atlanticae-Cedrion-atlanticae</i> Barbero, Quézel et Rivas martinez, 1981	-Occupe le méditerranéen supérieur et le montagnard méditerranéen en bioclimat humide voire perhumide. -Atlas tellien Algérien	<i>Senecio-perralderiani-Cedretum atlanticae</i> Tafer et Zergane, 1994 Sous-association à <i>Potentilla micrantha</i> Sous-association à <i>Juniperus hemispherica</i> Sous-association à <i>Satureja vulgaris</i> <i>Asperulo odorate-Abietum numidicae</i> Quézel, 1956 <i>Senecio perralderiani- Cedretum atlanticae</i> Quézel et Barbero, 1989 <i>Asperulo odorate-Adenocarpitum complicatus</i> Gharzouli, 1989 <i>Biscutello raphanifoliae-Stachysetum officinalis</i> Gharzouli, 1989 <i>Bunio alpinae-Cedretum atlanticae</i> Meddour, 1994 <i>Senecio galerandiani-Cedretum atlanticae</i> Yahi, 1995 <i>Acero monspessulani-Cedretum atlanticae</i> Azira, 2001 <i>Ass. à Satureja baborensis et Cedrus atlantica</i> Gharzouli, 2007 <i>Sileno atlanticae-Cedretum atlanticae</i> Meddour, 2010 Sous-association <i>polystichetosum aculeati</i> Sous-association <i>luzuletosum forsterii</i> Sous-association <i>artemisietosum absinthii</i> <i>Physospermo verticillati-Cedretum atlanticae</i> Meddour, 2010

Suite : Annexe Ia.

		<i>Potentillo micranthae-Cedretum atlanticae</i> Meddour, 2010 Sous-association <i>ilicetosum aquifolii</i> Sous-association <i>taxetosum baccatae</i>
<i>Lonicero kabylicae-Juniperion hemisphaericae</i> Quézel et Barbero, 1989	-Groupements de manteaux préforestiers, à genévriers rampants, en bioclimat humide à perhumide froid, plus à l'étage montagnard méditerranéen qu'à l'oroméditerranéen. -Atlas tellien Algérien (Djurdjura, Bobors)	<i>Cynosuro balansae- Juniperetum communis</i> Quézel et Barbero, 1989 ; Meddour, 2010 Ass. à <i>Sorbus aria</i> et <i>Cedrus atlantica</i> Gharzouli, 2007 Sous-association à <i>Abies numidica</i> <i>Junipero hemisphaericae-Cedretum atlanticae</i> Meddour, 2010 Sous-association <i>geranietosum malviflori</i> Sous-association <i>pinetosum mauretanicae</i>

Annexe Ib. : Les formations à *Cedrus atlantica* au sein de la classe des ROSMARINETEA OFFICINALIS

Classe des ROSMARINETEA OFFICINALIS		
Ordre des Erinacetalia anthyllidis		
Alliances et sous-Alliances	Description/Localisation	Associations et sous-associations
<i>Festucion algeriensis</i> Quézel, 1957	-Atlas tellien et saharien Algérien (Djurdjura, Aurès)	<i>Bupleuro spinosi-Astragaletum numidici</i> Quézel, 1957

Annexe Ic. : Les formations à *Cedrus atlantica* au sein de la classe des QUERCETEA ILICIS

Classe des QUERCETEA ILICIS		
Ordre des Quercetalia ilicis		
Alliances et sous-Alliances	Description/Localisation	Associations et sous-associations
<i>Balansaeo glaberrimae-Quercion rotundifoliae</i> Barbero, Quézel et Rivas martinez, 1981	-Formation mixte à chêne vert et cèdre ou Matorral haut clair à cèdre, chêne vert et Pistachier qui colonise divers types de substrats en bioclimat subhumide et humide au niveau de l'étage supraméditerranéen. -Moyen Atlas central. -Atlas tellien algérien.	<i>Balansaeo glaberrimae-Cedretum atlanticae</i> Quézel, Barbero et Benabid, 1987 <i>Ass. à Cedrus atlantica et Cerastium atlanticum</i> Yahi, 1995 <i>Sous-ass. à Cedrus atlantica et Pistacia terebinthus</i> Yahi, 2007
Ordre des Ephedro-Juniperetalia		
Alliances et sous-Alliances	Description/Localisation	Associations et sous-associations
<i>Junipero thuriferae-Quercion rotundifoliae</i> Quézel et Barbero, 1981	-Ce sont des structures forestières clairiérées qui offrent un aspect présteppique. -Niveaux altitudinaux élevés des portions orientales du Moyen Atlas et du Haut Atlas.	<i>Lonicero arboreae-Cedretum atlantica</i> Barbero, Quézel et Rivas martinez, 1981
Ordre des Pistacio-Rhamnetalia alaterni		
Alliances et sous-Alliances	Description/Localisation	Associations et sous-associations
<i>Genisto tricuspidatae-Calicotomion spinosi</i> Dahmani, 1997	-Atlas tellien Algérien (Djurdjura, Chréa, l'Ouarsenis)	<i>Calicotomo spinosi-Quercetum rotundifoliae</i> Dahmani, 1997

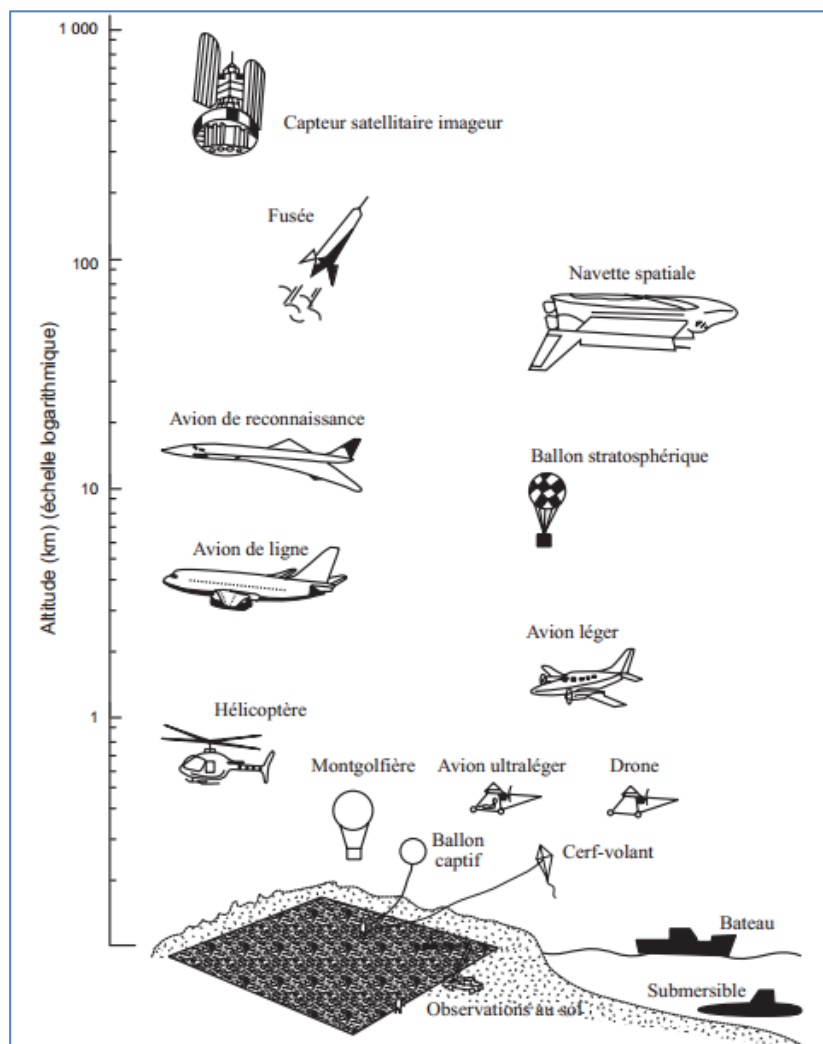
Chapitre II

Annexe IIa. Fonctions d'un logiciel SIG

Functions of GIS software

- Display layers of data
- Display data in map, table, and chart form and create layouts for printing
- Draw a variety of thematic maps
- Perform spatial selections and spatial queries
- Perform geographic operations
- Create buffers
- Perform simple table (database) operations
- Handle various scales and projections
- Measure distances between spatial features and calculate perimeter and area
- Geocode data
- Program user-specific geographic modules using scripting languages

Annexe IIb. : Principales plates-formes utilisées en télédétection



Annexe IIc. : Les équipes de modélisation des RCP

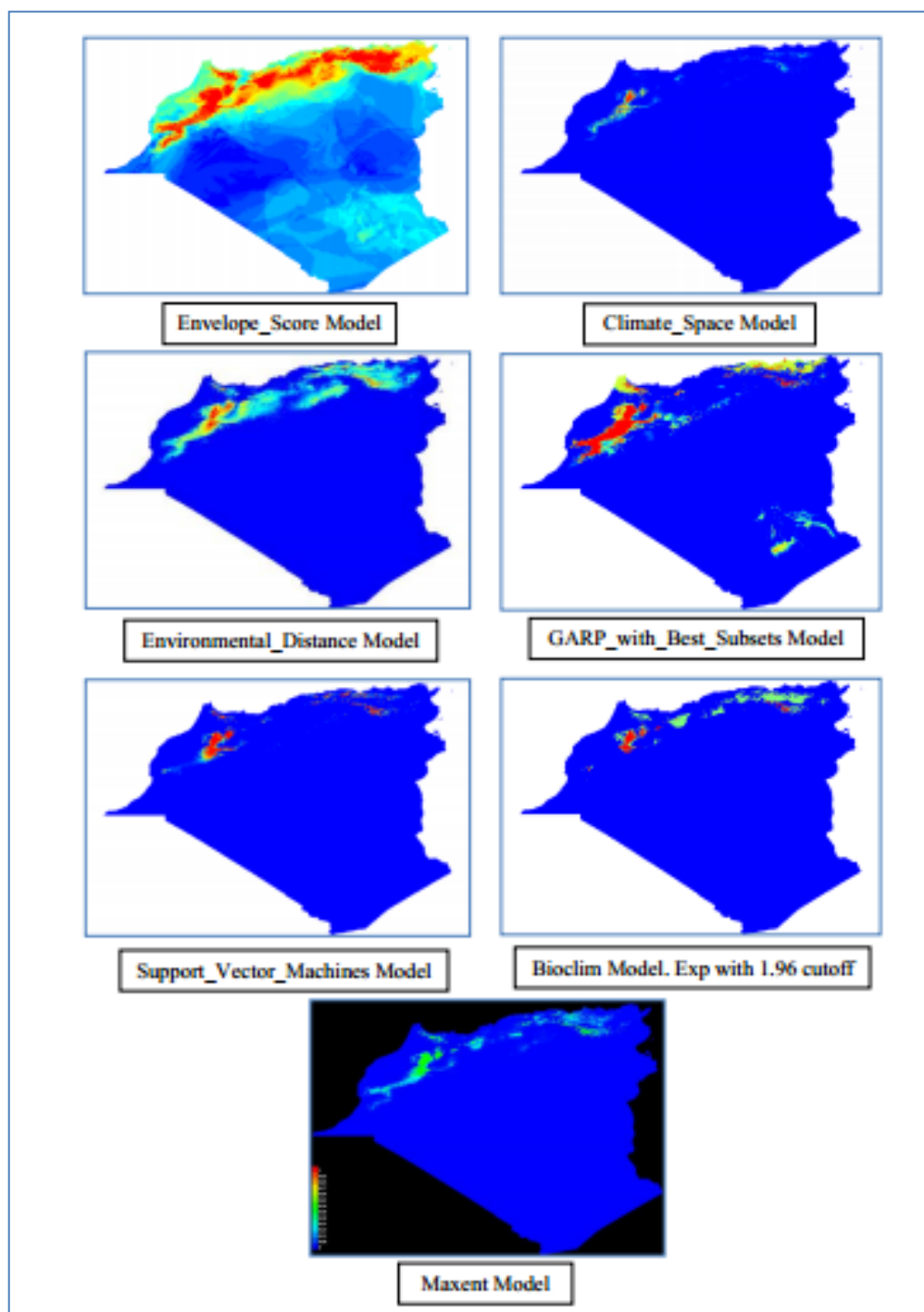
RCP	Equipe de modélisation	Résponsables
RCP 2.6	IMAGE of "the Netherlands Environmental Assessment Agency"	Detlef P. van Vuuren, Elke Stehfest, Jasper van Vliet, Michel den Elzen, Angelica Mendoza-Beltran, Morna Isaac, Sebastiaan Deetman, Rineke Oostenrijk and Tom Kram
RCP 4.5	MiniCAM at "the Pacific Northwest National Laboratory's Joint Global Change Research Institute (JGCRI)"	Allison Thomson, Katherine Calvin, Steve Smith, Page Kyle, April Volke, Pralit Patel, Sabrina Delgado, Ben Bond-Lamberty, Marshall Wise, Leon Clarke and Jae Edmonds
RCP 6.0	AIM of "the National Institute for Environmental Studies (NIES), Japan"	Toshihiko Masui, Yasuaki Hijioka, Sawako Ishiwatari, Tsuguki Kinoshita, Ken'ichi Matsumoto, Toru Nozawa, and Mikiko Kainuma in collaboration with Etsushi Kato at Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (JAMSTEC)
RCP 8.5	MESSAGE and the IIASA Integrated Assessment Framework at "the International Institute for Applies Systems Analysis (IIASA), Austria"	Keywan Riahi, Volker Krey, Shilpa Rao, Vadim Chirkov, Cheolhung Cho, Peter Kolp, Nebojsa Nakicenovic in collaboration with colleagues from other IIASA Programs: Janusz Cofala, Guenther Fischer, Arnulf Gruebler, Georg Kindermann, Zbigniew Klimont, Peter Rafaj, Wolfgang Schoepp

Chapitre III : Electronic supplementary material of the published paper accessible from : <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01503-w>

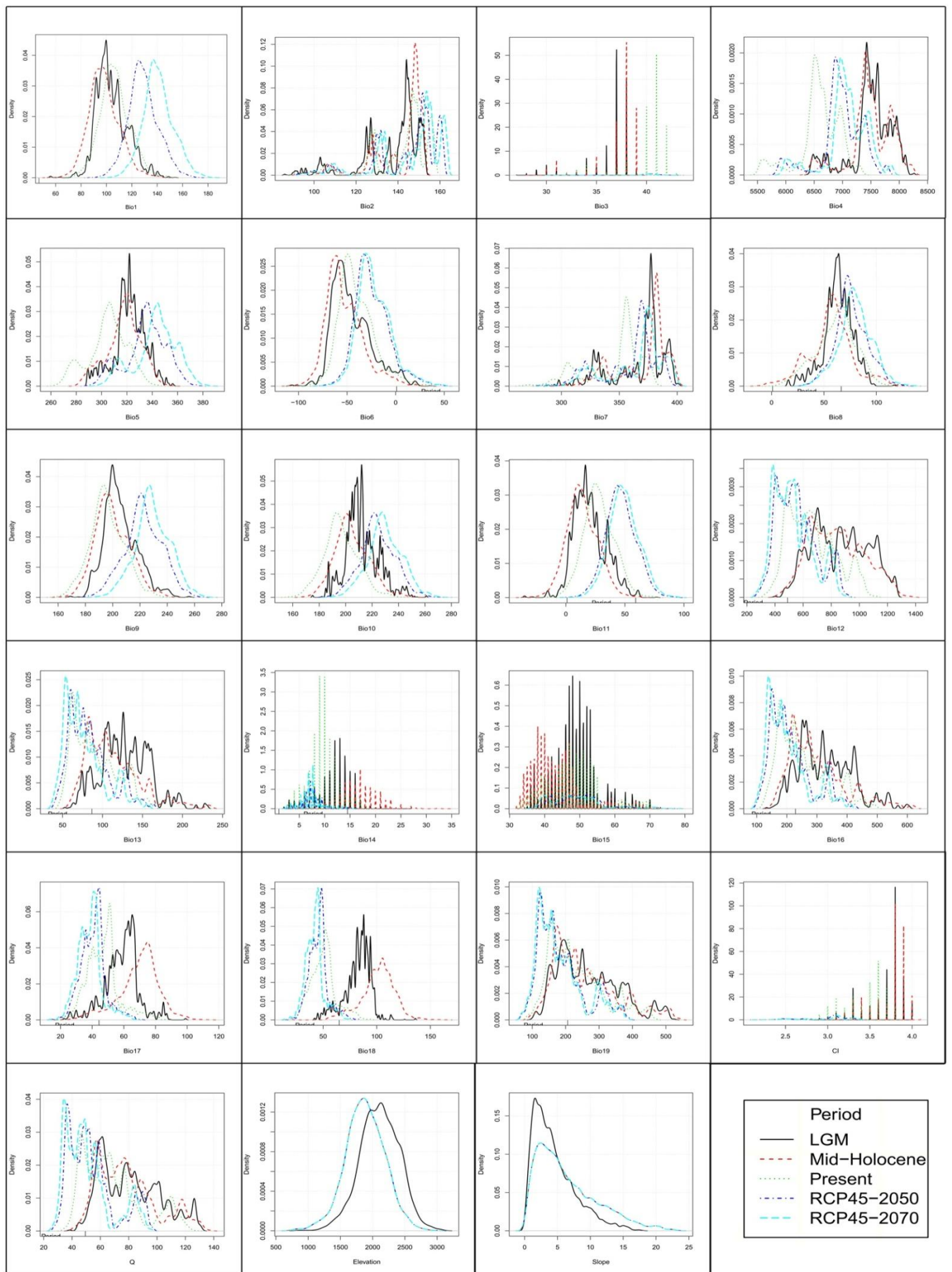
Modeling *Cedrus atlantica* potential distribution in North Africa across time: new putative glacial refugia and future range shifts under climate change

Abdelkader Bouahmed *, Federico Vessella, Bartolomeo Schirone, Fazia Krouchi, Arezki Derridj

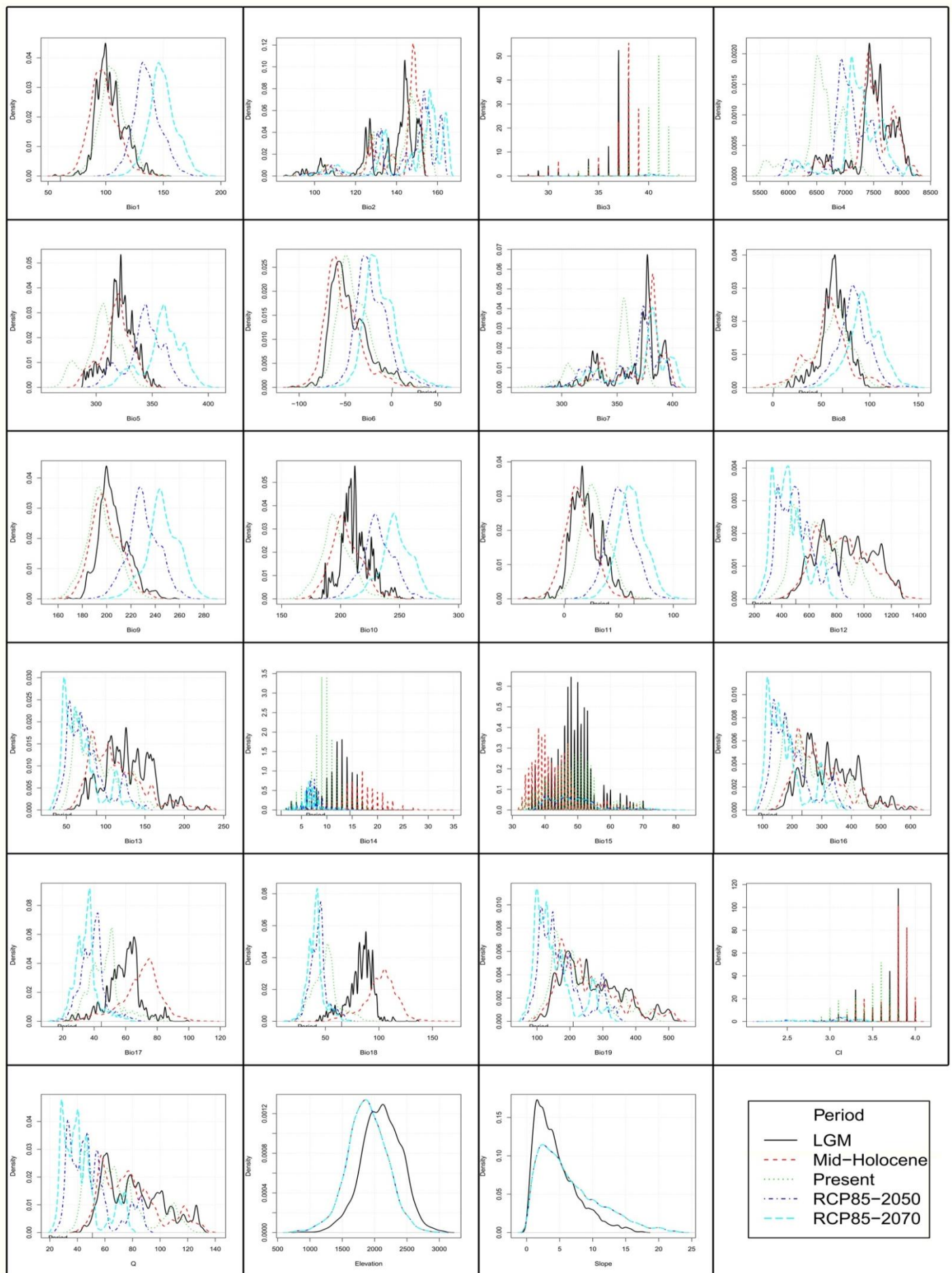
* Corresponding author, Tél: +213 26 18 61 56, Fax: +213 26 18 61 56
E-mail address: a.bouahmed@yahoo.fr (A. Bouahmed)



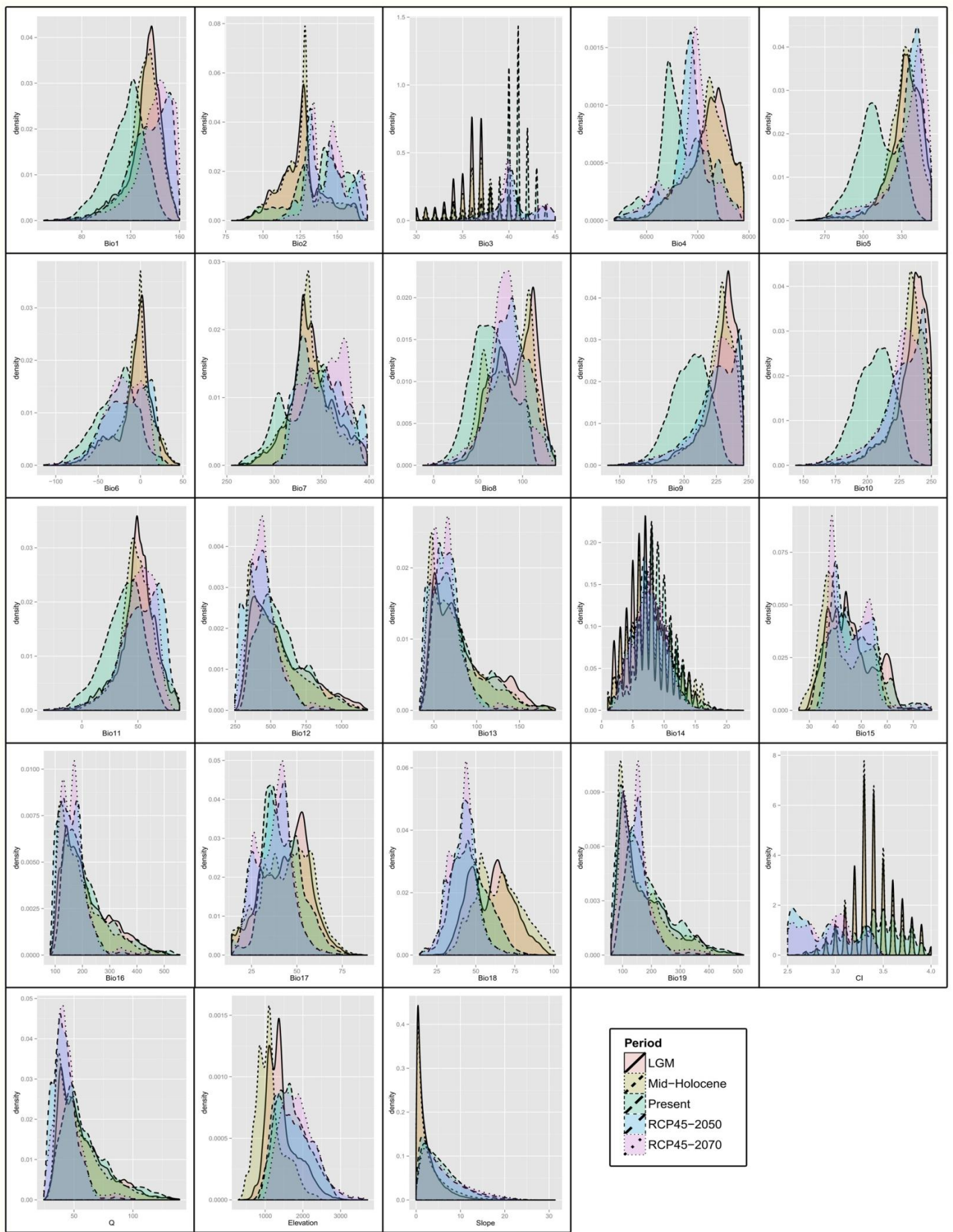
Annex IIIa. Maps of all obtained SMs.



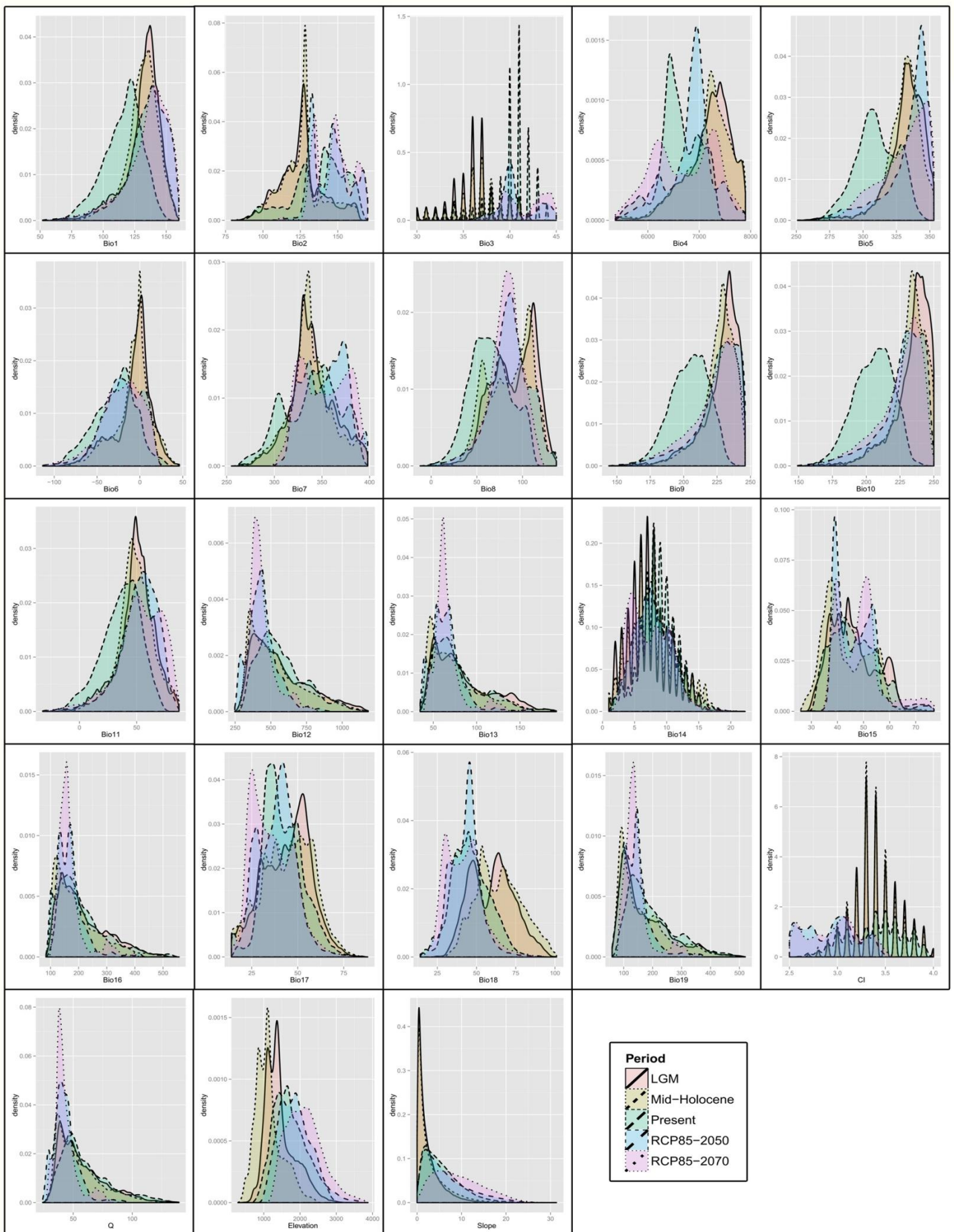
Annex IIIb. Probability density graphs showing *C. atlantica* response to quantitative environmental variables across time taking into account RCP 4.5 scenario for future periods; variables are clipped according to the presence points of the species.



Annex IIIc. Probability density graphs showing *C. atlantica* response to quantitative environmental variables across time taking into account RCP 8.5 scenario for future periods; variables are clipped according to the presence points of the species.



Annex IIIId. Probability density graphs showing *C. atlantica* response to quantitative environmental variables across time. Graphs are plotted according to 50% of the modeled potential areas throughout all the investigated periods taking into account RCP 4.5 scenario for future periods.



Annex IIIe. Probability density graphs showing *C. atlantica* response to quantitative environmental variables across time. Graphs are plotted according to 50% of the modeled potential areas throughout all the investigated periods taking into account RCP 8.5 scenario for future periods.

Annex IIIf. Description of Global Climate Models used for past periods

Model	Modeling Center	Institution
CCSM4	NCAR	National Center for Atmospheric Research
MIROC-ESM	MIROC	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), and National Institute for Environmental Studies
MPI-ESM-P	MPI-M	Max Planck Institute for Meteorology (MPI-M)

Extracted from: <http://cmip-pcmdi.llnl.gov/cmip5/availability.html>

Annex IIIg. Description of Global Climate Models used for future periods

GCMs	Modeling Center	Institution
ACCESS1.0	CSIRO-BOM	CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Australia), and BOM (Bureau of Meteorology, Australia)
BCC-CSM1.1	BCC	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration
CCSM4	NCAR	National Center for Atmospheric Research
CESM1-CAM5-1-FV2	NSF-DOE-NCAR	National Science Foundation, Department of Energy, National Center for Atmospheric Research
CNRM-CM5	CNRM-CERFACS	Centre National de Recherches Meteorologiques / Centre Europeen de Recherche et Formation Avancees en Calcul Scientifique
GFDL-CM3	NOAA GFDL	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory
GFDL-ESM2G	NOAA GFDL	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory
GISS-E2-R	NASA GISS	NASA Goddard Institute for Space Studies
HadGEM2-AO	NIMR/KMA	National Institute of Meteorological Research/Korea Meteorological Administration
HadGEM2-CC	MOHC	Met Office Hadley Centre (additional HadGEM2-ES realizations contributed by Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais)
HadGEM2-ES	MOHC	Met Office Hadley Centre (additional HadGEM2-ES realizations contributed by Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais)
INMCM4	INM	Institute for Numerical Mathematics
IPSL-CM5A-LR	IPSL	Institut Pierre-Simon Laplace
MIROC-ESM-CHEM	MIROC	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), and National Institute for Environmental Studies
MIROC-ESM	MIROC	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), and National Institute for Environmental Studies
MIROC5	MIROC	Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology
MPI-ESM-LR	MPI-M	Max Planck Institute for Meteorology (MPI-M)
MRI-CGCM3	MRI	Meteorological Research Institute
NorESM1-M	NCC	Norwegian Climate Centre

Extracted from: <http://cmip-pcmdi.llnl.gov/cmip5/availability.html>

Annex IIIh. Correlation matrix of quantitative input variables

[illegible]

Chapitre V

Annexe Va. Scale factors, fill values, data type, and valid range for Landsat Collection 1 and Collection 2 science products

Scale factors, fill values, data type, and valid range for Landsat Collection 1 and Collection 2 science products				
Science Product	Scale Factor	Fill Value	Data Type	Valid Range
Collection 1				
Surface Reflectance	0.0001	-9999	Signed 16-bit integer	0-10000
Provisional Surface Temperature	0.1	-9999	Signed 16-bit integer	0-10000
Collection 2				
Surface Reflectance	0.0000275 + -0.2	0	Unsigned 16-bit integer	1-65455
Surface Temperature	0.00341802 + 149.0	0	Unsigned 16-bit integer	1-65455

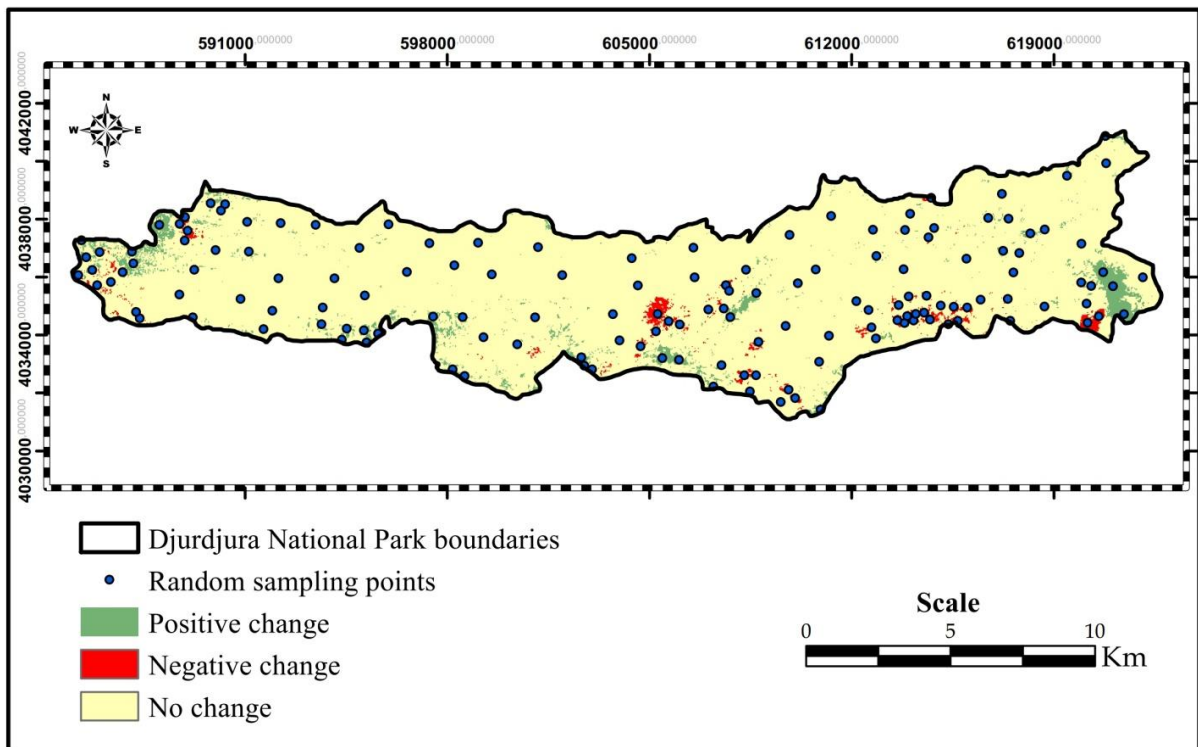
Source: <https://www.usgs.gov>

Annexe Vb. Landsat-7 ETM+ bands

Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+)		
Landsat 7	Wavelength (micrometers)	Resolution (meters)
Band 1	0.45-0.52	30
Band 2	0.52-0.60	30
Band 3	0.63-0.69	30
Band 4	0.77-0.90	30
Band 5	1.55-1.75	30
Band 6	10.40-12.50	60 (30)
Band 7	2.09-2.35	30
Band 8	.52-.90	15

Source : <https://www.usgs.gov>

Annexe Vc. Random sampling points used to validate the change/no-change map



Résumé

En utilisant des outils de la géomatique et compte-tenu de l'étendue géographique actuelle de l'aire du cèdre ainsi que son morcèlement, nous nous sommes intéressés dans cette thèse à deux aspects importants ayant trait à la cédraie nord africaine en général et la cédraie algérienne en particulier : l'évolution de l'aire potentielle du cèdre et le suivi spatio-temporel de la cédraie. Le premier aspect a été abordé par une approche corrélative dans le cadre de la modélisation de la distribution des espèces, basée sur le concept de la niche écologique. Deux périodes passées, le dernier maximum glaciaire et l'Holocène moyen, et deux périodes futures (2050 et 2070) relatives à deux scénarios de changements climatiques ont été explorées. Pour le second aspect, un travail sur la détection des changements du couvert végétal au Parc National du Djurdjura entre 2000 et 2019 a été fait moyennant les données ETM+ du nouveau produit de Landsat (C2L2SP) et la méthode de "différenciation du NDVI" (NDVI differencing).

Les résultats relatifs à la modélisation de la distribution du cèdre fournissent une contribution à la compréhension de la dynamique spatio-temporelle de son aire de répartition potentielle. Les modèles relatifs aux périodes passées ont révélé que le cèdre de l'Atlas avait une distribution potentielle plus large qu'à l'heure actuelle, avec son étendue spatiale maximale enregistrée au cours de l'Holocène moyen. Toutefois, quatre refuges glaciaires putatifs de l'espèce ont été identifiés et qui chevauchent avec les refuges putatifs de la région méditerranéenne. Les projections futures ont indiqué une migration continue de l'espèce vers les altitudes les plus élevées (dans certaines localités) et une contraction importante de l'aire potentielle future selon les deux scénarios de changements climatiques. Ce qui a permis de conclure que les forêts de cèdre actuelles (au moins en partie) sont l'aboutissement d'une longue migration depuis les refuges glaciaires le long d'un gradient altitudinal, laissant les altitudes modérées aux chênes à feuilles caduques, en particulier *Quercus canariensis*.

Pour des fins de reboisement et boisement, un seuil de 50% a été appliqué sur la carte de l'aire potentielle actuelle résultante. La carte des aires propices au reboisement et au boisement, issue de l'application de tous les paramètres de restriction a montrée une réduction importante de l'aire potentielle, passant de 1 560 000 ha à 408200 ha, soit une réduction de presque de 74%. En ajoutant une couche vectorielle correspondant au découpage administratif (selon les wilayas) à la carte des aires propices au reboisement et au boisement, il s'est manifesté que sur les 42 wilayas se trouvant ou traversant la région méditerranéenne algérienne, plus que la moitié (25 wilayas) contiennent des aires propices au reboisement et au boisement. La wilaya de Batna est à la tête avec presque 39 % de la superficie globale. Suivi par : Khenchela, Bordj Bou Arreridj, Sétif, Tlemcen, M'Sila, Bouira, Tissemsilt, Tébessa & Tizi Ouzou avec des superficies allant de 10000 à 42000 ha. Les 15 wilayas restantes renferment des aires inférieures à 10000 ha.

La détection des changements au sein du Parc National du Djurdjura a révélée que la cédraie du Djurdjura n'a pas été épargnée des perturbations entre 2000 et 2019. Cependant, il n'y a pas eu de changements majeurs sauf pour la cédraie de Tikjda où le feu a ravagé 15 ha en 2012. La cédraie de Tala Guilef est de loin la plus conservée et la cédraie d'Ait ouabane est celle qui a subie le plus de perturbations.

Le recours à des actions de reboisement, de boisement, d'adaptation aux changements climatiques et de restauration forestière est devenu plus que nécessaire pour la sauvegarde du cèdre en Algérie dont les cartes issues du présent travail constituent des solutions à moyenne échelle pour soutenir de telles actions. Enfin, nous pensons que les cédraies algériennes méritent un programme national exceptionnel dans la stratégie générale du secteur forestier.

Mots clés : *Cedrus atlantica*, géomatique, aire potentielle, niche écologique, refuges, changements climatiques, reboisement, détection des changements, Algérie.

Abstract

Using geomatics tools and taking into account the current geographical extent of the cedar range as well as its fragmentation, we are interested in this thesis in two important aspects related to the North African cedar forest in general and the Algerian one in particular: evolution of the potential area of the cedar and the spatiotemporal monitoring of the cedar forests. The first aspect was tackled by a correlative approach within the framework of modeling species distributions, based on the concept of the ecological niche. Two past periods, the last glacial maximum and the middle Holocene and two future periods (2050 and 2070) related to two climate change scenarios were investigated. For the second aspect, a work on the detection of changes in vegetation cover in the Djurdjura National Park between 2000 and 2019 was done using ETM+ data from the new Landsat product (C2L2SP) and the NDVI differencing method.

The results relating to modeling the distribution of the atlas cedar provide a contribution to the understanding of the spatio-temporal dynamics of its potential range. Models relating to past time periods revealed that Atlas cedar had a broader potential distribution than at present, with its maximum spatial extent recorded during the middle Holocene. However, four putative glacial refugia for the species have been identified which overlap with putative refugia in the Mediterranean region. Future projections indicated a continued migration of the species to higher elevations (in some localities) and a significant contraction in potential future range under both climate change scenarios. This led to the conclusion that present-day cedar forests (at least in part) are the culmination of a long migration from glacial refugia along an altitudinal gradient, leaving moderate elevations to deciduous oaks, in particular *Quercus canariensis*.

For reforestation and afforestation purposes, a 50% threshold has been applied on the resulting current potential area map. The map of suitable areas for reforestation and afforestation, resulting from the application of all the restriction parameters, showed a significant reduction in the potential area, from 1,560,000 ha to 408,200 ha, i.e. a reduction of almost 74 %. By adding a vector layer corresponding to the administrative division (according to the wilayas) to the map of suitable areas for reforestation and afforestation, it became apparent that of the 42 wilayas located or crossing the Algerian Mediterranean region, more than half (25 wilayas) contain suitable areas for reforestation and afforestation. The wilaya of Batna is at the head with almost 39% of the total area. Followed by: Khenchela, Bordj Bou Arreridj, Setif, Tlemcen, M'Sila, Bouira, Tissemsilt, Tebessa & Tizi Ouzou with areas ranging from 10,000 to 42,000 ha. The remaining 15 wilayas contain areas of less than 10,000 ha.

The detection of changes within the Djurdjura National Park revealed that the Djurdjura cedar forest was not spared from disturbances between 2000 and 2019. However, there were no major changes except for the Tikjda cedar forest where the fire devastated 15 ha in 2012. The cedar forest of Tala Guilef is by far the most preserved and that of Ait ouabane suffered the most disturbances.

The use of reforestation, afforestation, adaptation to climate change and forest restoration actions has become more than necessary for preserving the cedar in Algeria. Maps resulting from this work constitute a medium-scale solutions to support such actions. Finally, we think that the Algerian cedar forests deserve an exceptional national program in the general strategy of the forest sector.

Keywords: *Cedrus atlantica*, geomatics, potential area, ecological niche, refuges, climate change, reforestation, change detection, Algeria.

من خلال استخدام أدوات الجيوماتكس و مراعاة للإمتداد الحالي لتوزيع الأرز الأطلسي و تجزئه ، تطرقنا في هذه الأطروحة لجانبين مهمين يتعلقان بغابات الأرز في شمال إفريقيا بشكل عام و في الجزائر بشكل خاص : تطور التوزيع الكموني للأرز و المتابعة الزمكانية لغاباته. تم تناول الجانب الأول من خلال مقارنة ترابطية في إطار نمذجة توزيع الأنواع ، بناءً على مفهوم المكانة البيئية. تم التطرق لفترتين ماضيتين هما آخر ذروة جليدية و الهولوسين الأوسط ، و فترتين مستقبليتين (2050 و 2070) تتعلقان بسيناريوهين لتغير المناخ. بالنسبة للجانب الثاني ، تم العمل على الكشف عن التغيرات في الغطاء النباتي في حظيرة جرجرة الوطنية بين عامي 2000 و 2019 باستخدام بيانات ETM + من منتج لاندسات الجديد (C2L2SP) و طريقة "تمايز NDVI".

قدمت النتائج المتعلقة بنمذجة توزيع الأرز مساهمة في فهم الديناميكية الزمكانية لتوزيعه الكموني. النماذج المتعلقة بالفترات الزمنية الماضية كشفت أن الأرز الأطلسي كان له توزيع كموني أوسع مما هو عليه الآن ، مع أقصى مدى مكاني تم تسجيله خلال الهولوسين الأوسط. إضافة لذلك ، تم تحديد أربعة ملاجئ جليدية مفترضة للأرز تتداخل مع الملاجئ المفترضة في المنطقة المتوسطة. أشارت التوقعات المستقبلية إلى استمرار هجرة الأرز إلى ارتفاعات أعلى (في بعض المناطق) و تقلصًا كبيرًا في التوزيع الكموني المستقبلي في ظل كل من سيناريوهي تغير المناخ المعتمدين. أدى هذا إلى استنتاج مفاده أن غابات الأرز الحالية (على الأقل جزئيًا) هي تنويع لهجرة طويلة من الملاد الجليدي تبعًا لتدرج إرتفاعي ، تاركًا الإرتفاعات المتوسطة إلى أنواع البلوط النفضي لاسيما بلوط الكناري.

لأغراض إعادة التحريج و التشجير ، تم تطبيق حد 50٪ على خريطة المناطق الكمونية للفترة الحالية الناتجة. أظهرت خريطة المناطق الصالحة لإعادة التحريج و التشجير الناتجة عن تطبيق جميع معايير التقييد ، إنخفاضًا كبيرًا في المساحة الكمونية و ذلك من 1560000 هكتار إلى 408200 هكتار ، أي انخفاض بنسبة 74٪ تقريبًا. بإضافة طبقة متجهية تخص التقسيم الإداري (حسب الولايات) إلى خريطة المناطق الصالحة لإعادة التحريج و التشجير ، أصبح من الواضح أنه من بين 42 ولاية تقع أو تعبر المنطقة المتوسطة الجزائرية ، أكثر من نصف عدد الولايات (25 ولاية) تحتوي على مناطق مناسبة لإعادة التحريج و التشجير. ولاية باتنة في المقدمة بحوالي 39٪ من المساحة الإجمالية. تليها خنشلة ، برج بوعريرج ، سطيف ، تلمسان ، المسيلة ، البويرة ، تيسمسيلت ، تبسة ، تيزي وزو بمساحات تتراوح من 10000 إلى 42000 هكتار. تحتوي الولايات الـ 15 المتبقية على مساحات تقل عن 10000 هكتار.

أظهر الكشف عن التغيرات داخل حظيرة جرجرة الوطنية أن غابة الأرز لم تسلم من الاضطرابات بين عامي 2000 و 2019. و مع ذلك ، لم تكن هناك تغييرات كبيرة باستثناء غابة أرز تكجدة حيث دمر الحريق 15 هكتارًا في عام 2012. تعد غابة منطقة تالا فيلف من أفضل الأماكن التي تم الحفاظ عليها ، كما أن غابة آيت وعبان هي التي عانت من معظم الاضطرابات.

أصبح اللجوء لإجراءات إعادة التحريج و التشجير و التكيف مع تغير المناخ و كذا استعادة الغابات أكثر من ضروري لحماية الأرز الأطلسي في الجزائر حيث تشكل الخرائط الناتجة عن هذا العمل حلولاً متوسطة المقياس لدعم مثل هذه الإجراءات. نعتقد في الأخير أن غابات الأرز الجزائرية تستحق برنامجا وطنيا استثنائيا في الاستراتيجية العامة لقطاع الغابات.

كلمات مفتاحية : الأرز الأطلسي ، جيوماتكس ، منطقة محتملة ، مكانة بيئية ، ملاجئ ، تغير المناخ ، إعادة التحريج ، كشف التغير ، الجزائر.