

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Université Ferhat Abbas Sétif 1
Faculté des Sciences de la
Nature et de la Vie



جامعة فرحات عباس، سétif 1
كلية علوم الطبيعة والحياة

DEPARTEMENT D'AGRONOMIE

N°/SN

THÈSE

Présentée par

KHAZNADAR Mouna

Pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES

Filière : BIOLOGIE

Spécialité :

AGRICULTURE ET DÉVELOPPEMENT DURABLE

THÈME

**Etude et cartographie des services écosystémiques du Parc
National d'El Kala (Algérie)**

Soutenue publiquement le/...../2016

DEVANT LE JURY

Président

GHAZOUALI Rachid

Pr. UFA Sétif 1

Directeur

FENNI Mohamed

Pr. UFA Sétif 1

Examineurs

YAHY GUENAFDI Nassima

Pr. USTHB Alger

MEDDOUR Rachid

Pr. Univ. Tizi Ouzou

TERRAS Mohamed

MCA. Univ. Saida

Laboratoire de Phytothérapie appliquée aux maladies chroniques

DEDICACES

Je dédie le présent travail à :

La mémoire de ma chère grand-mère,

Ma maman chérie qui m'a sans cesse soutenue et entourée d'amour,

Mon père qui m'a toujours fait confiance,

Ma petite sœur adorée, son mari et ses enfants,

Mes frères, leurs femmes et enfants.

Tous mes amis et collègues.

REMERCIEMENTS

Je voudrai tout d'abord remercier mon directeur de thèse mais aussi mon ancien encadreur d'Ingéniorat, Professeur *Fenni Mohamed*, de m'avoir fait confiance et de m'avoir guidée tout en me laissant la liberté dont j'avais besoin. Je le remercie surtout pour sa patience et sa gentillesse infinies depuis le début.

Je ne sais pas comment exprimer ma gratitude au *Dr. Geoffrey Griffiths* du département de Géographie et Sciences environnementales/Université de Reading (UK) qui, sans lui, cette thèse n'aurait pas vu le jour. Je le remercie vivement pour m'avoir accueillie au sein de son laboratoire et la confiance qu'il m'a faite.

Dr. Ioannis Vogiatzakis, actuellement Professeur au département de Conservation environnementale et d'Aménagement à l'Open University de Chypre, a été et restera toujours la personne qui m'a initiée et boostée dans le domaine de la télédétection et du système d'information géographique. Qu'il trouve ici toute ma gratitude.

J'exprime toute ma reconnaissance au Professeur Mr. GHARZOULI Rachid qui a bien voulu présider le jury, et pour tout le soutien et les encouragements qu'il m'a accordés. Mr. GHARZOULI était non seulement mon enseignant pendant mes études de graduations, mais aussi un guide et un modèle pour moi et pour des générations d'étudiants.

Madame le Professeur Yahi Nassima, Professeur MEDDOUR Rachid et Docteur TERRAS Mohamed, ont été très aimables d'avoir accepté d'examiner et de porter un jugement à cette thèse. Leur appartenance au jury m'honore. Je les remercie de tout mon cœur.

Je tiens à remercier Mr. TIYAR Mohamed, Conservateur des forêts de la wilaya d'El Taref qui malgré ses nombreuses obligations, a accepté de me faciliter le travail de terrain et l'accès à la documentation dont j'avais besoin.

Que tout le personnel de la conservation trouve ici ma parfaite reconnaissance, je cite en particulier Mr. Benhamza Nahdi.

Je ne pourrai oublier l'aide et la disponibilité du personnel du Parc National d'El Kala, notamment Mr. KAABOUB Madani et Mlle. BERBIB Ouassila.

Merci à Monsieur le Professeur KHENNOUF Seddik, Président du Conseil Scientifique de la Faculté, à Madame ABED Khalissa, Chef de département d'Agronomie, et tout le personnel de la faculté.

Pour leurs encouragements et aide précieuse, je remercie Messieurs LIMANI Yacine et KETFI Badredine, ainsi que Madame MANSOUR Linda. Que tous mes amis trouvent ici mes remerciements les plus sincères, particulièrement Mlles AMAR Ryma et ALLALI Ghozlane.

Je ne pourrai oublier de remercier Mlles. BAHRI Zakia et GUARIDI Samia pour leurs encouragements.

Ces remerciements ne seront pas complets sans citer le soutien inestimable de Pr. BENIA Farida, qui n'avait jamais épargné encouragements, conseils et gentillesse. Je lui serai toujours reconnaissante.

ربطة البيئي محور أهمية قصوى لإدارة واتخاذ القرار في سياسة التنمية المحلية أو الإقليمية. في بلدان شمال افريقيا الجزائر على وجه الخصوص كما أنه مفهوم دي و لم يتطرق إليه كثيرا. في منطقة الدراسة أي الحاضرة الوطنية للقالمة (شمال شرق الجزائر) تعرف تغييرا مستمرا للنباتي و شغل الأراضي . مما ينعكس على نوعية الخدمات المقدمة لمختلف الأنظمة البيئية التي تكونه . الهدف الأول لهذه الدراسة هو تحديد خدمات الأنظمة البيئية المقدمة للحاضرة و تقييمها من خلال نموذج المصفوفات ثم رسم خرائط توزعها الفضائي باستعمال نضام المعلومات الجغرافية (SIG). الهدف الثاني هو قياس تأثير التغيرات التي مست شغل الأراضي داخل الحاضرة باستعمال صور الأقمار الصناعية لسنة 2002 2013. تحديد أربع خدمات على النحو المحدد في تقييم الألفية للنظم الإيكولوجية (MEA) : ع البيولوجي تخزين الكربون و الترفيه و نتاج الفلين ، طريقة التقييم انت بسيطة لكنها فعالة و يمكن اعتمادها كنموذج للدراسات الأخرى . تعتبر الخرائط المنجزة أداة فعالة و سريعة للإعانة في اتخاذ القرار لمسيرى الحاضرة . الكشف عن التغيرات يتأسس على الـ معياري لـ (NDVI) و خرائط شغل الأراضي الذي مكن من تحديد و قياس المساحات المعنية بهذه التغيرات . التغيرات السالبة مست الغابات الكثيفة (-0,96%) و الأراضي غير المزروعة (-3,99%) (-6,56%) . على عكس المسطحات المائية (+2,01%) الغابات الغير كثيفة (+4,93%) الأراضي الزراعية (+4,45%) و المناطق العمرانية (+3,66%) الذين شهدوا تغيرا إيجابيا . الأسباب الكبرى لهذا التغير هي توسع النسيج العمراني و إزالة الغابات الناتج عن القص و الرعي الجائر و تكثيف الزراعة مع السقي الغير مراقب و حرائق الغابات خاصة في الصيف ، الفترة الأكثر نشاطا سياحي.

: خدمات النظام البيئي , الحاضرة الوطنية للقالمة , نضام المعلومات الجغرافية (SIG) , المعياري لـ (NDVI) , تغير

Résumé

La cartographie des services écosystémiques est devenue un axe de première importance pour la gestion et la prise de décision dans toute politique d'aménagement locale ou régionale. Dans les pays d'Afrique du Nord, plus particulièrement en Algérie, ce concept est peu investigué. La zone d'étude, en l'occurrence, le parc national d'El Kala (PNEK) (Nord-Est algérien), connaît des changements continus en matière de couvert végétal et d'occupation de sol. Cela se répercute sur la qualité des services fournis par les différents écosystèmes qui le composent. Le premier objectif de cette étude est de déterminer certains SE (Services Ecosystémiques) fournis par le parc, les évaluer grâce un modèle matriciel puis cartographier leur distribution spatiale par l'outil SIG. Le second objectif est de mesurer l'impact des changements qui ont touchés l'occupation du sol dans le parc en utilisant des images satellites de 2002 et 2013. Les résultats ont permis de retenir quatre sévices selon le cadre du Millenium Ecosystem Assesment (MEA, 2005) : biodiversité ; stockage de carbone ; récréation et production de liège avec des valeurs attribuées à chacun des SE. Ceci a permis la production de cartes représentant la distribution spatiale des SE au sein du parc. La « détection des changements » basée sur les cartes d'occupation des sols -élaborées à partir des classifications non supervisées des images satellites- et la comparaison de l'Indice Normalisé de Végétation (NDVI), a permis de déterminer et de mesurer les surfaces concernées par des changements. Les changements négatifs ont touché les forêts denses (-0.96%), terrains non cultivés (-3.99%), et terrain nus (-6.56%). A l'opposé, les surfaces d'eau (+2.01), les forêts claires (+4.93%), les terrains cultivés (+4.45%) et les zones urbaines (+3.66%), ont connu des changements positifs. Les causes majeures de ce changement sont l'extension du tissu urbain, la déforestation provoquée par les coupes et le surpâturage, l'intensification de l'agriculture avec une irrigation incontrôlée, les feux de forêts surtout en été, période de grande activité touristique. La méthode d'évaluation entreprise dans ce travail s'avère simple et efficace et peut servir de modèle pour d'autres études ultérieures. Les cartes produites constituent un outil fiable dans la prise de décision par les gestionnaires du parc. Les techniques de classification et de détection des changements de l'NDVI s'avèrent efficaces pour l'analyse spatio-temporelle des changements de l'occupation du sol qui ont affectés le PNEK.

Mots clés : Services écosystémiques, dynamique de l'occupation du sol, SIG, Télédétection, Parc National d'El Kala.

Abstract

Ecosystem service mapping has become a very important issue for local and regional decision-making and management. In North African countries and Algeria in particular, this concept is not yet well developed. The El Kala National Park North-eastern Algeria, faces significant changes related to vegetation cover and land use which may affect the quality of ecosystem services. The first objective of this work was to define, assess through a matrix model then to map with GIS tool the distribution of these services. The second objective was measure the land cover changes that occurred between 2002 and 2013 using satellite images. Four ecosystem services were defined according to the MEA (2005) framework: biodiversity, carbon storage, recreation and cork production. The matrix model was a simple but efficient method and may be used in similar study cases. The produced maps are an efficient mean to visualise the spatial distribution of the services and constitute an easy tool for policy makers. Change detection technique using NDVI differencing and land cover maps allowed defining and measuring areas of change. Negative change occurred in classes of: Dense forest (-0.96 %), Uncultivated land (-3.99%) and Barren land (-6.56 %). In contrast, classes with positive change are: Water body (+2.01 %); Open forest (+4.93 %), Cultivated land (+4.45 %) and Urban (+3.66 %). The main causes for these changes are: expansion of urban tissue and new infrastructures, degradation of dense forests due to human pressures mainly grazing and clearing, intensification of agriculture activities with uncontrolled irrigation and last but not least, forest fires in summers due to long droughts periods and holiday rush.

Key words: Ecosystem services, Land cover change, remote sensing, GIS, National of El Kala

Sommaire

Dédicaces	I
Remerciements	II
	IV
Résumé	V
Abstract	VI
Table des matières	VII
Liste des tableaux	XII
Liste des figures	XIII
Introduction	1
Chapitre 1 : Services écosystémiques rendus par les forêts	4
I.1. Définitions	4
I.2. Evolution de la notion des services écosystémiques	5
I.3. Typologie des services écosystémiques	6
I.3.1. Classification du MEA	7
I.3.2. Classification de De Groot et al.	8
I.3.3. Classification du CICES	9
I.4. Evaluation des services écosystémiques	10
I.4.1. L'évaluation économique	11
I.4.2. L'évaluation écologique	13
I.4.3. L'évaluation socio-culturelle	14
I.5. Les services écosystémiques face aux changements	14
I.6. Les services écosystémiques rendus par les forêts	17
I.6.1. Biodiversité	21
I.6.2. Séquestration de carbone	21
I.6.3. Production de liège	27

I.6.4. Tourisme et activités récréatives	30
Chapitre II : Cartographie, SIG et Télédétection	32
II.1. La cartographie	32
II.1.1. Définition	32
II.1.2. Les différentes branches de la cartographie	32
II.1.3. Notions de base de la cartographie	33
II.1.4. Classification des échelles cartographiques	34
II.1.5. Les éléments cartographiques	34
II.2. Systèmes d'information géographique (SIG)	35
II.2.1. Définition du SIG	35
II.2.2. Questions auxquelles peuvent répondre les SIG	36
II.2.3. Domaines d'application du SIG	37
II.2.4. Les composants d'un SIG	37
II.2.4.1. Les matériels informatiques	37
II.2.4. 2. Les logiciels	37
II.2.4.3. Les données	37
II.2.4.4. Les utilisateurs	37
II.2.5. Les données géographiques (raster / vecteur)	38
II.2.6. Les trois volets d'un SIG	39
II.2.6.1. Le volet géodatabase	40
II.2.6.2. Le volet géovisualisation	40
II.2.6.3. Le volet géotraitement	40
II.3. Télédétection	41
II.3.1. Qu'est-ce que la télédétection ?	41
II.3.2. L'application de télédétection pour l'étude de la végétation	41

II.3.3. L'imagerie satellitaire	42
II.3.3.1. Définition de l'imagerie satellite	42
II.3.3.2. Caractéristiques des images satellitaires	43
II.3.3.3. Avantage des images satellitaires	44
II.3.4. Utilité des images satellites dans la foresterie	44
II.3.5. Présentation générale des satellites utilisés dans la télédétection	44
II.3.6. Caractéristiques des satellites	45
II.4. Application de la cartographie	46
II.4.1. La cartographie des services écosystémiques	47
I.4.1. Pourquoi la cartographie des SE ?	47
I.4.2. Méthodes utilisées pour la cartographie des SE	48
II.4.2. Cartographie des changements d'occupation du sol	49
II.4.2.1. Les techniques de classification	50
II.4.2.2. Les indices de végétation	51
Chapitre III : Matériel et méthodes	53
III.1. Description de la zone d'étude	53
III.1.1. Cadre de l'étude	53
III.1.2. Composantes physiques du PNEK	54
III.1.2.1. Relief	54
III.1.2.2. Les sol	56
III.1.2.3. Géologie et géomorphologie	56
III.1.2.4. Réseau hydrographique	57
III.1.2.5. Climat et bioclimat	62
III.1.3. Composantes biotiques du PNEK	63
III.1.3.1. Patrimoine floristique	63

III.1.3.2. Patrimoine faunistique	64
III.1.4. Patrimoine historique	65
III.1.5. Le milieu humain	66
III.1.5.1. La population	66
III.1.5.2. Contexte socio-économique	67
III.2. Approche méthodologique	67
III.2.1. Matériel utilisé	67
III.2.2. Le prétraitement des images	68
III.2.2.1. Composition colorée	68
III.2.2.2. Corrections géométriques	68
III.2.2.3. Corrections radiométriques et atmosphériques	70
III.2.3. Le modèle numérique de terrain (MNT)	70
III.2.4. Création du Triangular Irregular Network (TIN)	71
III.2.5. Création de la carte des pentes	71
III.2.6. Création de la carte d'exposition	71
III.2.7. Travail de terrain	71
III.3. Méthodologie relative à l'évaluation des SE	72
III.3.1. Détermination des services écosystémiques	72
III.3.2. Détermination des unités spatiales pour l'évaluation	74
III.3.3. Attribution des valeurs	74
III.3.3.1. Valeurs pour la biodiversité	76
III.3.3.2. Valeurs pour le stockage de carbone	76
III.3.3.3. Valeurs pour les services récréatifs	77
III.3.3.4. Valeurs pour la production de liège	77
III.3.4. Cartographie des SE	78

III.4. Méthodologie relative à l'étude des changements de l'occupation de sol ans le PNEK.	78
III.4.1. La création des indices de végétation (NDVI) et de la différence de l'NDVI	78
III.4.2. La création des cartes d'occupation de sol	79
III.4.5. La détection des changements	79
Chapitre IV : Résultats et discussion	80
IV.1. Carte des groupements végétaux du PNEK	80
IV.2. Résultats relatifs aux services écosystémiques	80
IV.2.1. Service biodiversité	80
IV.2.2. Service stockage de carbone	82
IV.2.3. Service de récréation	82
IV.2.4. Service production de liège	82
IV.3. Analyse de l'occupation du sol (2002 et 2013)	91
Conclusion	103
Références bibliographiques	106
Annexes	118
Publications	120

Liste des tableaux

Tableau 1 : Classification à trois niveaux du CICES	9
Tableau 2 : Valeur moyenne globale annuelle des Services écosystémiques	12
Tableau 3 : Répartition de la superficie de la suberaie	28
Tableau 4 : Liste des services fournis par la suberaie	29
Tableau 5 : Principales étapes dans l'évolution des SIG	36
Tableau 6 : Caractéristiques des satellites les plus couramment utilisés	45
Tableau 7 : Résolution de quelques satellites	46
Tableau 8 : La richesse des familles représentant la flore du PNEK	64
Tableau 9 : Comparaison des bandes des Satellite Landsat 7 (ETM+) et Landsat 8 (OLI TIRS)	69
Tableau 10 : Paramètres de corrections atmosphériques	70
Tableau 11 : Indicateurs potentiels des Services écosystémique du PNEK	74
Tableau 12 : Assessment Matrix in the National Park of El Kala	75
Tableau 13 : Soil carbon storage	76
Tableau 14 : Production de liège au PNEK (Q/ha)	77
Tableau 15. Error matrix, accuracies and Kappa coefficient of NDVI differencing.	94
Tableau 16. Statistics NDVI and NDVI differencing values.	95
Tableau 17. Superficies (en hectares et pourcentages) des différentes classes en 2002 et 2013	100

Liste des figures

Figure 1 : Les bénéfices tirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être de l'homme	7
Figure 2. Liens entre dégradation des écosystèmes et diminution du bien-être humain	15
Figure 3. Points chauds de la biodiversité et endémisme dans la région méditerranéenne	23
Figure 4. Stock de carbone dans la biomasse forestière vivante des pays de la région Méditerranéenne	26
Figure 5. Carte globale des stocks de carbone	27
Figure 6. Les différentes composantes d'une carte	35
Figure 7. Les composants d'un SIG	38
Figure 8. Deux différents types de modèles géographiques	38
Figure 9. Les trois volets d'un SIG	40
Figure 10. L'étude de la végétation par la télédétection	42
Figure 11. Représentation du principe de pixel	43
Figure 12. Schéma représentant la Résolution Spatial	46
Figure 13. Situation géographique du Parc National d'El Kala	53
Figure 14a. Modèle numérique de terrain du PNEK (MNT) en couleur	55
Figure 14b. Modèle numérique de terrain du PNEK (MNT) en ton de gris	55
Figure 15. Carte des altitudes du PNEK	59
Figure 16. Carte des pentes du PNEK	60
Figure 17. Carte des expositions du PNEK	61
Figure 18. Diagramme ombrothermique de la région d'El Kala	63
Figure 19. Composition colorée 'vraies couleurs' réalisée à partir des bandes 321 (à gauche), Infrarouge 'fausses couleurs' 432 (à droite)	69
Figure 20. Distribution spatiale des relevés	73
Figure 21. Carte de typologie des habitats du parc National d'El Kala	81
Figure 22. Carte du service de Biodiversité du parc National d'El Kala	83
Figure 23. Carte du service de stockage de carbone du parc National d'El Kala	84
Figure 24. Carte du service de récréation du parc National d'El Kala	85
Figure 25. Carte du service de production de liège du parc National d'El Kala	86
Figure 26. Carte des services écosystémiques du parc National d'El Kala	88
Figure 27. Carte de classification non supervisée du PNEK (2002)	92

Figure 28. Carte de classification non supervisée du PNEK (2013)	93
Figure 29. Carte de l'indice de végétation NDVI du PNEK (2002)	96
Figure 30. Carte de l'indice de végétation NDVI du PNEK (2013)	97
Figure 31 Carte de l' NDVI differencing (2013-2002)	98
Figure 32. Superficie des classes d'occupation des sols	102
Figure 33. Pourcentage de changement des classes d'occupation des sols	102

INTRODUCTION GENERALE

« L'homme n'a aucun droit d'utiliser la biosphère selon sa fantaisie au gré de son profit et de son divertissement ; le faisant il abuse d'un droit qu'il s'est attribué à lui-même et qui s'apparente au droit du plus fort c'est à dire au plus abominable des droits. »

Jean-Claude Nouët

INTRODUCTION GENERALE

Le Parc National d'El Kala, situé à l'extrême Nord-Est algérien est l'un des parcs nationaux et méditerranéen les plus diversifiés aussi bien en biodiversité qu'en paysages. Ce parc est considéré comme une réserve MAB (Man and Biosphere) par l'UNESCO et fait partie des hotspots de biodiversité dans le bassin méditerranéen, sans oublier l'important réseau de zones humides qu'il abrite, dont 3 zones figurent parmi la liste RAMASAR des zones humides d'importance internationale. Les spécificités du parc ont été l'objet de plusieurs travaux de différentes disciplines, comme ceux de : Skinner et Smart (1984) ; Stevenson *et al* (1988) ; Homewood (1993) ; De Belair (1990) ; Chalabi (1990) ; Gehu *et al* (1993) ; Benyacoub (1993) ; Benyacoub *et al* (1998) ; Vela et Benhouhou (2007) et Yahi *et al* 2012. Toutefois, et avec l'établissement de nouveaux concepts et stratégies à l'échelle mondiale, certains aspects du parc n'ont pas été encore explorés, comme c'est le cas pour les services écosystémiques rendus par les écosystèmes.

Le 5 juin 2001, le secrétaire général des Nations Unies, Kofi Annan, lance le Millennium Ecosystem Assessment (MEA), premier programme de travail international conçu pour répondre aux besoins des décideurs et du public en matière d'information scientifique relative aux conséquences des changements que subissent les écosystèmes pour le bien-être humain ainsi qu'aux possibilités de réagir à ces changements (MEA, 2005). L'objectif du MA est de mettre en évidence aux yeux des décideurs publics et privés l'importance de la protection environnementale pour le maintien de l'activité économique et le bien-être des populations en recensant les services rendus par les écosystèmes d'une part, et de les quantifiant pour évaluer leur contribution au bien-être humain d'une autre part. Le cadre du MEA classe les services écosystémiques entre quatre catégories qui sont : les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services culturels et les services de support.

La prise de conscience sur l'importance des services écosystémiques au maintien du bien être humain a connu un nouvel essor depuis la publication du MEA (Eigenbrod et al., 2010) Cependant, 50% des travaux effectués sur cette notions ne concerne que six pays dont les états unis d'Amérique et la Chine, en plus, 50% aussi de ces études ne se rapportent qu'à cinq ou six services (Sepplet et al. 2011).

En effet, des contraintes méthodologiques limitent la définition et l'évaluation des services écosystémiques. Les chercheurs utilisent une variété de données (données de terrain, données satellitaires, hydrologiques) et de méthodes (modèles mathématiques de simulation, méthodes

écologiques et environnementales) (Ninan & Inoue, 2013). La seconde contrainte est relative au manque de représentation cartographique des écosystèmes et encore moins des services qu'ils fournissent. L'évaluation des services écosystémiques peut également être basée sur la capacité de chaque classe d'occupation des sols à fournir un nombre de services (Burkhard et al., 2009 et 2012). Cela a ouvert la voie à plusieurs chercheurs à l'utilisation des techniques d'information géographique et satellitaire. Il s'agit de méthodes de substitution (proxy-based methods) qui ont prouvées leur utilité, surtout dans le cas d'absence de données spécifiques (statistiques nationales, régionales ou même locales).

L'autre contrainte réside dans le fait que les services écosystèmes ne sont pas immuables dans le temps et dans l'espace suite aux changements qui peuvent affecter les écosystèmes, soit pour des raisons naturelles (sécheresse, remontée des eaux, etc...), soit pour des raisons anthropiques (dégradation des terres, déforestation). D'après le MA (MEA, 2005), les conséquences de la dégradation des écosystèmes par les activités humaines ont entraîné une diminution de près de 60% des services écologiques au cours des 50 dernières années. Les principales causes sont l'exploitation des forêts, l'extension des terres agricoles au profit des terres boisées, la croissance démographique, la construction explosive d'infrastructures (routes, nouvelles agglomérations, etc, ...), la mauvaise gestion de l'exploitation des terres. Là aussi, la télédétection et le Système d'Information Géographiques (SIG) apparaissent comme un moyen efficace pour l'évaluation des dégâts occasionnés par ces changements, et la mesure de leur dynamique. La procédure la plus efficace pour cet effet, est l'étude multi-temporelle des changements de l'occupation des sols (Singh, 1989 ; Lasanta and Vicente-Serrano, 2012) et celle de la végétation en particulier. Les indices de végétation et plus précisément l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) mettent en évidence l'ampleur des changements du couvert végétal (Alphan and Derse, 2013).

En Algérie, il faut signaler que la prise de conscience des hommes politiques et des gestionnaires quant à l'importance des services écosystémiques est loin d'être une priorité. Par ailleurs, les travaux sur les SE sont encore à leur tout début, et leur évaluation ou cartographie sont à l'état embryonnaire.

C'est dans ce cadre de contraintes méthodologiques, de manque de certaines données spécifiques, et parfois de difficultés liées à l'hétérogénéité des écosystèmes du Parc National d'El Kala (PNEK), objet de notre étude, que nous avons entrepris cette étude.

Les objectifs de ce travail, sont donc :

- L'évaluation de quelques services écosystémiques au sein du PNEK;

- La représentation cartographique de leur distribution spatiale ;
- L'analyse de la dynamique des classes d'occupation des sols et la mesure des changements occasionnés sur une période allant de 2002 à 2013, notamment concernant la végétation.

Nous avons organisé notre travail de la manière suivante :

- Le premier chapitre est consacré à l'introduction de la notion des services écosystémiques qui englobe l'historique et l'émergence de ce concept, puis la typologie de leurs classifications vue par différents auteurs et constitutions. Les méthodes d'évaluation et de cartographie des SE ont également été détaillées dans ce chapitre.
- Le second porte sur l'outil des Systèmes d'information géographique et son utilisation ; les notions fondamentales de télédétection et leurs applications ; et des méthodes de cartographie, notamment celles liées aux SE et à l'occupation des sols.
- Le troisième chapitre est consacré à la présentation de la zone d'étude en l'occurrence le Parc National d'El Kala (contexte physique et biotique), puis en deuxième lieu, sur la méthodologie adoptée tout le long de cette étude : Le travail de terrain ; la préparation des images satellites ; l'évaluation des SE ; la production des cartes et enfin les changements de l'occupation des sols.
- Le quatrième présente les différents résultats obtenus ainsi que leur analyse et discussion.

CHAPITRE I

SERVICES ECOSYSTEMIQUES

RENDUS PAR LES FORETS

« Nous nous sommes enrichis de l'utilisation prodigue de nos ressources naturelles et nous avons de justes raisons d'être fier de notre progrès. Mais le temps est venu d'envisager ce qui arrivera quand nos forêts ne seront plus, quand le charbon, le fer et le pétrole seront épuisés, quand les sols auront été appauvris et lessivés vers les fleuves, polluant leurs eaux, dénudant les champs et faisant obstacle à la navigation. »

Théodore Roosevelt

SERVICES ECOSYSTEMIQUES

RENDUS PAR LES FORETS

La notion des « services écosystémiques » a connu, ces dernières années, une certaine popularisation parmi les écologistes mais aussi parmi les économistes et les politiciens. En effet, depuis la publication en 2005 du rapport de synthèse du Millenium Ecosystem Assessment (MEA), Evaluation des Écosystèmes pour le Millénaire en français, (MA, 2005), les travaux sur les services écosystémiques se sont multipliés. Bien que non stabilisé et encore sujet à controverses, le concept des services écosystémiques exprime les multiples avantages que les sociétés humaines, pour leur bien-être, retirent de tout écosystème (Serpantié et al., 2012).

I.1. Définitions

Selon la définition établie par le MEA (2005), les services écosystémiques sont les bénéfices que les hommes tirent des écosystèmes. Cette définition découle de deux autres définitions :

- Les conditions et les processus à travers lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui les composent, soutiennent et satisfont la vie des humains (Daily, 1997)
- Les bénéfices que les populations humaines tirent, directement ou indirectement, des fonctions des écosystèmes (Costanza et al., 1997).

Les SE ont été définis plus récemment par Burkhard et al. (2012) comme « la contribution de la structure et des fonctions des écosystèmes - en combinaison avec d'autres données- au bien être de l'être humain ».

Dans leur rapport intitulé CICES (Common International Classification of Ecosystem Services ou Classification Commune Internationale des services écosystémiques), destiné à l'Agence Européenne de l'Environnement, Haines-Young et Potschin (2013) ont établi une série de définitions relatives aux SE :

- Les services écosystémiques sont les contributions qu'apportent les écosystèmes pour le bien-être de l'homme. Les écosystèmes dans ce cas peuvent être naturels, semi-naturels ou artificialisés.
- Biens et avantages des écosystèmes : Sont les éléments que les gens créent ou extraient des

écosystèmes. Autrement, les biens et avantages correspondent aux « produits ».

- Bien-être : Il décrit des éléments sur lesquels on s'accorde à dire qu'ils constituent « une bonne vie », comme les biens matériels essentiels, la liberté et le choix, la santé et le bien-être physique, de bonnes relations sociales, la sécurité, la tranquillité d'esprit et l'expérience spirituelle.

* Il est important de séparer entre « biens écologiques », qui concernent tout ce que la nature peut nous offrir (nourriture, matières premières, etc.), des « fonctions écologiques », qui sont liés aux processus de fonctionnement de l'écosystème, qui sont à leur tour différents des services écosystémiques.

I.2. Evolution de la notion des services écosystémiques

Le concept des SE n'existait sûrement pas avant que l'écosystème ne soit défini par Tansley, en 1935, mais des équivalents pouvant référer à l'idée de « bienfaits de la nature » existaient probablement. Ils montrent que des textes anciens depuis Platon évoquent la notion de bienfaits et même de « services » de la nature (Serpantié et al., 2012).

L'idée de « services » rendus à l'humanité par les écosystèmes est apparue aux Etats-Unis à la fin des années 1970, avec des auteurs tels que Westman puis Ehrlich et Mooney en 1983. Leur objectif était alors de pointer du doigt la dégradation des écosystèmes par les activités humaines, l'importance et la diversité des services rendus à l'homme par ces écosystèmes, et l'impossibilité ou le coût élevé de substitution de ces « services » (Barnaud et al., 2011).

Ceux sont donc Ehrlich et Mooney (tous deux biologistes) qui ont introduit la notion de « ecosystem services » (services des écosystèmes en français). Leurs publications en 1981 et 1983, font partie des premières à faire explicitement référence aux services écosystémiques comme légitimation de la conservation de la biodiversité (Bonin et Antona, 2012).

D'un autre côté, les années 1960-1970 sont un marqueur important pour l'émergence des SE en économie et pour les premières évaluations énergétiques et monétaires des services rendus par les écosystèmes, tels que les travaux des frères Odum en 1972. Mais c'est vers la fin des années 90 que l'idée s'est considérablement développée avec les travaux majeurs de Costanza et Daily (Serpantié et al., 2012).

Daily évoque une « nouvelle économie des écosystèmes » (Daily et al., 1997) quant à Costanza et ses collègues, ils parlent d'une évaluation monétaire des services rendus au niveau global (Costanza et al., 1997). Suite à ces divergences de principes entre biologistes-écologues et économistes, le Millenium Ecosystem Assessment a été officiellement instauré par le Secrétaire

général de l'ONU, Kofi Annan, le 5 juin 2001 et a vu le jour le : 23 mars 2005. Les travaux du MEA, impliquant 1360 experts provenant de 95 pays, ont été conduits pour évaluer les conséquences de l'évolution des écosystèmes sur le bien-être de l'Homme et pour établir la base scientifique des actions requises pour un renforcement de la conservation des écosystèmes, de leur exploitation de manière durable et leurs contributions au bien-être de l'Homme (MEA, 2005).

D'autres auteurs ont, à leur tour, introduit de nouvelles définitions et vocabulaire sur les SE. De Groot utilise le terme « ecosystem goods and services » (bien et services écosystémiques), basé sur le fonctionnement des écosystèmes (De Groot, 1992 ; De Groot et al., 2002). L'auteur souligne que le terme « fonctions des écosystèmes » est souvent contradictoire dans la littérature : des fois, il désigne le fonctionnement interne de l'écosystème (maintien des flux d'énergie, recyclage des nutriments), et parfois, il fait allusion au bénéfice que l'homme tire des propriétés même de l'écosystème (production de la nourriture).

Après ce petit tour dans l'histoire des services écosystémiques et leur évolution, il apparaît que la prise de conscience de l'importance de la contribution des SE dans le bien-être de l'homme a considérablement évolué depuis la publication des travaux du MEA (Eigenbrod et al.2010) ; ceci a contribué de manière significative à l'intégration du concept des SE comme outil indispensable dans l'utilisation durable des ressources naturelles (Seppelt et al. 2011).

I.3. Typologie des services écosystémiques

Avant de discuter des différentes typologies des SE, il est nécessaire de rappeler les différentes conceptions de base de la notion des SE. Les trois principales bases se réfèrent à :

- L'ouvrage de Daily "Nature's Services : « societal dependence on natural ecosystems » (1997), où l'auteur donne une vision plutôt philosophique, écologiquement pragmatiste et conservasioniste. Selon lui, les services écosystémiques sont les supports de la vie humaine avec une vision sur le fonctionnement générale de la biosphère.

Daily s'en tient aux « écosystèmes naturels », tout en incluant aux SE les valeurs « culturelles » liées au contact des sociétés avec la nature sauvage, et en disqualifiant les écosystèmes anthropisés ou artificialisés.

- Pour Costanza et son équipe, toujours en 1997, l'homme retire des biens et des services à partir des fonctions des écosystèmes ouvrant le champ des SE aux paysages agricoles, évaluables économiquement. Ils parlent donc d'économie écologique (Costanza et al., 1997 ; Serpentié et al., 2012).

- Pour le MEA, les SE sont les bénéfices que l'homme peut tirer des écosystèmes quel que soit leur nature, y compris les écosystèmes urbains, mais sans toutefois introduire l'idée du « fonctionnement des écosystèmes » (MEA, 2005).

D'autres classifications s'en suivirent, notamment la classification du TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, en français : L'Économie des écosystèmes et de la biodiversité) (2010), initiée par les pays du G8+5, ou encore, plus récemment la classification du CICES (The Common International Classification of Ecosystem Services, en français : La classification internationale commune des services écosystémiques) (Haines-Young et Potschin, 2013, Portman, 2013).

I.3.1. Classification du MEA

La classification la plus utilisée dans la littérature qui traite les SE est celle proposée par l'étude du MEA (2005). Le cadre conceptuel du MEA place le bien-être de l'Homme au centre de son processus d'évaluation, tout en reconnaissant que la biodiversité et les écosystèmes aussi possèdent une valeur intrinsèque, et que les hommes prennent leurs décisions touchant ces écosystèmes en considérant aussi bien la notion de bien être que celle de valeur intrinsèque.

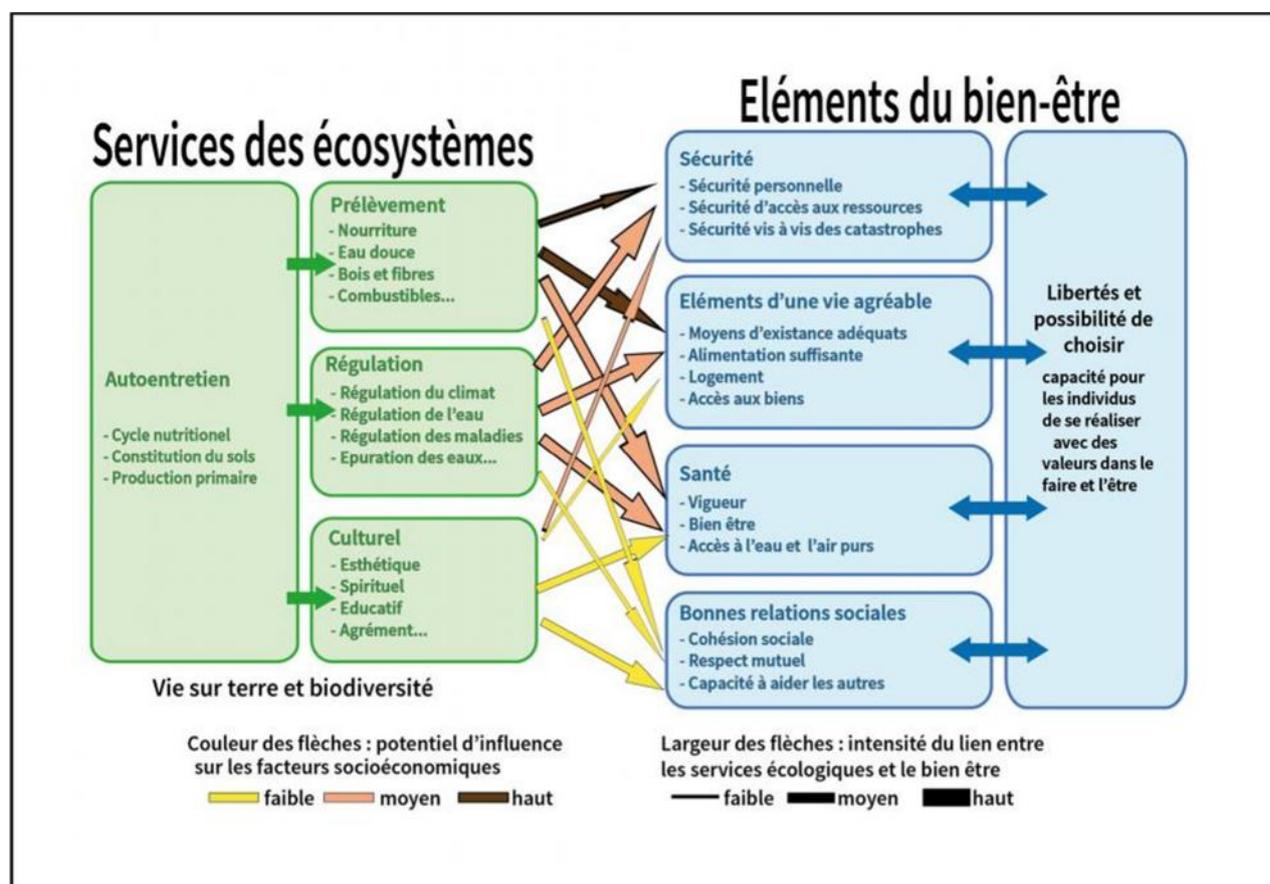


Figure 1 : Les bénéfices tirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être de l'homme (Source MEA, 2005)

L'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire a été conduite pour évaluer les conséquences de l'évolution des écosystèmes sur le bien-être de l'Homme et pour établir la base scientifique des actions requises pour un renforcement de la conservation des écosystèmes, de leur exploitation de manière durable et leurs contributions au bien-être de l'Homme (MEA, 2005). Dans ce cadre, les services écosystémiques sont regroupés en quatre catégories (Figure 1) :

- ✓ Les services support ou de soutien (appelés aussi auto-entretien) : Il s'agit des services de base nécessaires pour la production de tous les autres services : cycle de la matière, cycle de l'eau, formation des sols, conservation de la biodiversité, l'offre d'habitat etc... Ces services ne sont, donc, pas directement perceptibles et leurs effets n'apparaissent que sur le long terme.
- ✓ Les services d'approvisionnement (prélèvement) : Ce sont les produits que l'homme peut tirer directement de l'écosystème et qui peuvent être commercialisables tels que : la nourriture, l'eau, les fibres, le combustible, les ressources génétiques, les plantes médicinales, etc...
- ✓ Les services de régulation : Sont les services qui assurent le contrôle et la régulation de certains phénomènes naturels comme la régulation du climat, des inondations, l'érosion, les maladies liées aux parasites, ainsi que la pollinisation ou la purification des eaux.
- ✓ Les services culturels et sociaux : Ce sont les bénéfices non-matériels offerts par les écosystèmes et que l'homme en tire profit à travers des valeurs spirituelles et religieuses, des valeurs esthétiques et des activités récréatives et d'écotourisme.

I.3.2. Classification de De Groot et al.

Pour De Groot et al. (2002), la classification des SE est basée plutôt sur les fonctions des écosystèmes et les biens et services qu'ils fournissent. La liste complète et détaillée des fonctions, biens et services est donnée en annexes (voir Annexes 1).

Ainsi, quatre groupes sont définis :

✓ Fonctions de régulation : Ce groupe de fonctions réfère à la capacité des écosystèmes naturels et semi-naturels à réguler les principaux processus écologiques et le maintien de la vie principalement à travers les cycles bio-géochimiques. Ces fonctions de régulation procurent directement ou indirectement des bénéfices aux humains (purification de l'air et de l'eau).

✓ Fonctions de l'Habitat : Les écosystèmes naturels constituent un refuge et un milieu de reproduction pour la faune et la flore sauvages, contribuant ainsi à la conservation de la diversité biologique et génétique et des processus d'évolution.

✓ Fonctions de production : Il s'agit de la photosynthèse et les processus de transformation des éléments nutritifs en énergie, dioxyde de carbone et d'eau par les autotrophes, qui seront par la suite utilisés par les producteurs secondaires. Cette diversité de matière procure une large gamme de biens écosystémiques pour la consommation humaine (nourriture, source d'énergie).

✓ Fonctions d'information : Les écosystèmes naturels procurent aux humains un milieu favorable pour le maintien de leur santé, du développement de leurs facultés de réflexion et leurs capacités cognitives ainsi que les plaisirs récréatifs et esthétiques.

I.3.3. Classification du CICES

C'est sans doute l'une des toutes dernières classifications proposée par Haines-Young et Potschin (2013) dans leur rapport (CICES) et qui peut être considérée comme une classification *sensu stricto*. La structure hiérarchique à trois niveau du CICES a été faite de telle sorte qu'il n'y ait pas de redondances ni de chevauchements dans les classes des SE. Elle est structurée en trois « Sections », chacune comprenant des « Divisions », elles-mêmes composées de plusieurs « Groupes » (Tableau 1). Les trois sections sont :

Tableau 1. Classification à trois niveaux du CICES

Source : Haines-Young et Potschin (2013).

Section	Division	Group	
Provisioning	Nutrition	Biomass	
		Water	
	Materials	Biomass, Fibre	
		Water	
	Energy	Biomass-based energy sources	
		Mechanical energy	
Regulation & Maintenance	Mediation of waste, toxics and other nuisances	Mediation by biota	
		Mediation by ecosystems	
	Mediation of flows	Mass flows	
		Liquid flows	
		Gaseous / air flows	
	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	
		Pest and disease control	
		Soil formation and composition	
		Water conditions	
		Atmospheric composition and climate regulation	
	Cultural	Physical and intellectual interactions with ecosystems and land-/seascapes [environmental settings]	Physical and experiential interactions
			Intellectual and representational interactions
Spiritual, symbolic and other interactions with ecosystems and land-/seascapes [environmental settings]		Spiritual and/or emblematic	
		Other cultural outputs	

✓ Services d’approvisionnement : Ce sont tous les produits des systèmes vivants d’ordre nutritionnel, matériel ou énergétique. Il y a toutefois une distinction entre les produits issus de la matière biologique (biomasse) et ceux de l’eau, étant donné que les surfaces d’eau (toutes

✓ Services de régulation et de soutien : Il s’agit de tous les produits par lesquels les organismes vivants régulent l’environnement où évolue l’être humain. Cela englobe la dégradation des déchets et des substances toxiques, la régulation des flux solides, liquides et gazeux ainsi que l’environnement physico-chimique et biologique dans lequel vivent les êtres humains.

✓ Les services culturels : Ce sont tous les produits non-matériels et inconsommables des écosystèmes qui touchent l’état physique et mental des gens. Ce domaine est particulièrement problématique vu la diversité de la terminologie utilisée à cet effet. C’est le cas du terme « activités récréatives ».

Bien que la quasi-totalité des scientifiques s’accordent sur la reconnaissance des services rendus par les écosystèmes (naturels ou pas), la notion des SE et son application reste une notion assez complexe voir controversée. Les nouvelles études se focalisent de plus en plus sur l’évaluation des SE et leur cartographie, chacune selon une optique particulière (écologique, économique ou sociétale).

I.4. Evaluation des services écosystémiques

L’évaluation des SE est une science plutôt subjective (Nahuelhual et al., 2013), elle reste assez ambiguë et controversée dans la sphère scientifique et ne concerne que certaines régions du monde. Schagner et al. (2013), ont analysé 69 publications traitant l’évaluation des SE... utilisant des méthodes différentes. Ils ont trouvé que 34% des cas d’études sont situés en Europe (principalement en Grande Bretagne), 24% en Amérique du nord et 22 % en Asie (principalement en Chine).

Le concept d’évaluation des SE est de plus en plus considéré comme une situation de « gagnant-gagnant » qui génère d’importants avantages écologiques, sociaux et économiques (De Groot et al., 2012). L’évaluation des services écosystémiques devient de ce fait une contribution importante pour les gestionnaires et les décideurs politiques (stakeholders en anglais) aussi bien à l’échelle locale que globale (Fisher et al., 2011).

Les valeurs sont des normes qui permettent de juger, individuellement ou collectivement si quelque chose (une fonction écosystémiques) est, par exemple, bon, beau, vrai, utile ou moral. (Salles, 2011). Cependant, évaluer les services écosystémiques n’est pas aussi pertinent, vue

l'hétérogénéité spatiale, biophysique et socio-économique de la nature même de ces derniers. A titre d'exemple, il n'est pas très clair comment les différents aspects de la biodiversité, particulièrement, l'endémisme et la rareté des espèces, sont liés aux SE, et à quelle mesure la protection de la biodiversité peut-elle garantir la procuration de ses services (Egoh et al. 2009). Actuellement, dans la littérature traitant de l'évaluation des SE, il y a une prédominance des évaluations économiques basées sur des unités de mesure monétaires (Barnaud et al., 2011).

I.4.1. L'évaluation économique

Actuellement, dans la littérature traitant de l'évaluation des SE, on note une prédominance des évaluations économiques basées sur des unités de mesure monétaires. Ne retenir qu'une seule unité de mesure (l'unité ou valeur monétaire) risque cependant d'induire une vision réductrice des rapports homme-nature dont il est question (Barnaud et al., 2011).

Selon De Groot et al., (2009), et du point de vue économique, deux catégories de « valeurs » sont retenues: les valeurs d'usage et les valeurs de non-usage (use values and non-use values). La première concerne les valeurs d'usage de consommation directe telle que la valeur du bois, ou du poisson, et la seconde celle des valeurs de consommation indirecte telles que la récréation, la purification de l'eau, la prévention contre l'érosion ou la pollinisation des champs. La catégorie des valeurs de non-usage (appelée aussi valeur hors consommation) qui est une notion un peu abstraite, désigne l'attribution d'une valeur à « l'existence d'un objet », une sorte d'assurance ou de garantie pour notre vie ou celle des générations futures.

L'une des premières études pour l'estimation de la valeur annuelle des écosystèmes à l'échelle mondiale est celle de Constanza et al. en 1997. Ils l'ont estimée à 33 trillions US\$ en 1994 (l'équivalent de 49 trillions US\$ en 2010) (Ninan et Inoue, 2013) (Tableau 2).

Dans cette première tentative d'évaluation, Costanza et al. (1997) ont défini une liste de services fournis par tous les écosystèmes terrestres et marins. La valeur des écosystèmes côtiers y compris les estuaires, les zones humides côtières, les récifs coralliens, les falaises, les nappes d'algues, a été estimée à elle seule à près de 43% de l'ensemble des autres écosystèmes, bien qu'ils ne couvrent que 6,3 % de la surface du globe (Salles, 2011). Cependant, cette étude a été largement critiquée, notamment à cause du fait que son évaluation dépasse d'au moins deux fois le taux du Produit National Brut Total (global gross national product (GNP)), estimé à 18 trillions US\$ par an (Ninan et Inoue, 2013).

D'autres méthodes d'évaluation, (toujours monétaire), des services écosystémiques, ont, également, été établies par plusieurs chercheurs :

- La méthode du prix du marché : Proposée par Wilson et Hohen en 2006. Elle consiste à estimer la valeur économique des biens ou des services des écosystèmes achetés ou vendus dans les marchés comme dans le cas du bois ou de la pâte à papier (Baral et al., 2009).

Tableau 2. Valeur moyenne globale annuelle des Services écosystémiques

Source Costanza et al. (1997), In Ninan et Inoue (2013).

Biome	Annual total global flow value (Trillion US\$/year)		%
	1994 US\$	2010 US\$	
Marine	21.0	30.8	63.0
Open ocean	8.4	12.3	25.2
Coastal	12.6	18.5	37.8
• Estuaries	4.1	6.0	12.4
• Seagrass/algae beds	3.8	5.6	11.4
• Coral reef	0.4	0.6	1.1
• Shelf	4.3	6.3	12.9
Terrestrial	12.3	18.1	37.0
Forest	4.7	6.9	14.2
• Tropical	3.8	5.6	11.5
• Temperate/boreal	0.9	1.3	2.7
Grass/range lands	0.9	1.3	2.7
Wetlands	4.9	7.2	14.7
• Tidal marsh/mangroves	1.6	2.4	4.8
• Swamps/floodplains	3.3	4.8	9.9
Lakes/rivers	1.7	2.5	5.1
Desert	-	-	-
Tundra	-	-	-
Ice/rock	-	-	-
Cropland	0.1	0.2	0.4
Urban	-	-	-
Total	33.3	48.9	100.00

Note: 1. '-' indicates lack of information.
2. The estimates given in Costanza et al. (1997) are in 1994 US\$. These have been converted to 2010 US\$ using the US Consumer Price Index for all urban consumers (annual average) compiled by the Bureau of Labor Statistics, US Department of Labor.

Fisher et al. (2011) en citent quelques-unes :

- La méthode de productivité où les fonctions de productions des écosystèmes peuvent être évaluées comme l'eau utilisée pour l'irrigation dans la production agricole.
- La méthode des préférences révélées dont le principe est que plusieurs biens et services ne peuvent être appréciés que s'ils possèdent une valeur monétaire. A titre d'exemple, les gens doivent payer des frais supplémentaires pour l'acquisition de maisons donnant sur une belle vue ou ayant un voisinage paisible.

* Exemple d'évaluation économique : Au Costa Rica montre que la proximité de la forêt (moins de 1 km), habitat des pollinisateurs sauvages, augmente le rendement du café de 20% et améliore sa qualité. La valeur économique de ce service a été estimée à environ 395 \$ US /ha de forêt par an, soit un chiffre du même ordre de grandeur que les bénéfices de l'élevage et de la culture de canne à sucre. Il est à noter que cette comparaison ne prend pas en compte les autres services écosystémiques de la forêt (TEEB, 2010).

I.4.2. L'évaluation écologique

La dégradation de nombreux écosystèmes et la perte de biodiversité ont pris une ampleur sans précédent. Le MEA a mis en évidence une détérioration de 60% des services écosystémiques depuis un demi-siècle. Depuis 1900, 50% des zones humides ont disparu et, depuis les années 1980, 35% des mangroves et 20% des récifs coralliens. Selon la FAO, les forêts ont diminué d'environ 40% depuis 1700 ; elles ont disparu complètement dans 25 pays et à plus de 90% dans 29 autres. Si cette dégradation ne cessera pas, les écosystèmes ne seront plus en mesure de fournir les biens et services dont des millions de personnes dépendent (TEEB, 2010).

Il est convenu que l'évaluation écologique des SE est un sujet complexe. Le conflit entre les différents chercheurs est toujours d'actualité. Si déjà la relation entre la biodiversité et les services écosystémiques n'est pas très claire, il reste difficile de savoir que doit-on évaluer et comment ? Et qui va en bénéficier ? C'est ce que soulignent quelques auteurs comme Mace et al. (2012) ; Reyers et al (2012) et Chevassus-au-Louis et Pirard (2011).

La biodiversité est incluse dans l'évaluation des SE selon plusieurs méthodes. Dans certains cas, les deux termes (biodiversité et SE) sont considérés comme synonymes et que si les SE sont bien gérés, la biodiversité sera conservée et vice versa. A l'autre extrême, la biodiversité est considérée parfois elle-même comme étant un service écosystémique et que la sauvegarde des espèces (particulièrement celles qui ont un intérêt pour la conservation) doit être considérée comme une action que la gestion des écosystèmes peut et doit fournir (Mace et al., 2012). Selon ces mêmes auteurs, si on considère la biodiversité comme étant un service écosystémique à part entière avec toutes les relations intrinsèques qui existent entre les organismes, ceux-là ont une valeur non marchande.

C'est pour cela que des méthodes d'évaluation alternatives (proxies) utilisant des indices liés à la mesure de la biodiversité sont utilisées. A l'échelle de paysage, les mesures les plus courantes jusqu' à ce jour sont probablement les indices de richesse spécifique, de rareté et l'unicité

taxonomique (Naidoo et al., 2008 ; Burkhard et al., 2012 ; Willis et al., 2012). A l'échelle continentale ou régionale, ces méthodes se basent sur les systèmes de mesure de risque pour la perte de la biodiversité (la liste rouge de l'UICN) et les indicateurs SEBI 2010 (Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators (Schneiders et al., 2012).

Dans le même contexte, De Groot et al. (2002) soulignent que la capacité d'un écosystème à procurer des biens et des services dépend de la relation entre les processus de l'écosystème et les éléments capables de les fournir (Colonne 2 du tableau en Annexe A1) et l'utilisation durable déterminée par des critères écologiques tels que l'intégrité, la résilience et la résistance.

I.4.3. L'évaluation socio-culturelle

L'évaluation des services culturels des écosystèmes semble résister à l'évaluation monétaire du moment que plusieurs aspects des écosystèmes - les qualités spirituelles et esthétiques – sont considérés comme des bénéfices non-marchandables (Gee et Burkhard, 2009). Jax et al. (2013) rejoignent cette idée et soulignent que le terme de « valeur » ne désigne pas exclusivement la valeur monétaire. Selon eux, la monétisation dans le cas de quelques services est inadéquate, et peut induire en erreur.

Dans la plus part des études réalisées sur les services culturels, les chercheurs réfèrent aux activités liées au tourisme et à la récréation. Ces deux services justement, font un peu l'exception et quelques auteurs leur attribué tout de même des valeurs monétaires. La méthode d'évaluation « Travel Cost » (en français : Coût du déplacement), se base sur au moins le prix que coûte le transport (voyage) des gens vers des aires de récréation par exemple (De Groot et al. 2002). Plus récemment, et comme nous le verrons dans le paragraphe qui suit, plusieurs études se sont penchées sur de nouvelles méthodes pour évaluer ces valeurs immatérielles ou non-marchandables (comment évaluer la beauté d'un paysage ou la biodiversité ?). Elles sont basées sur des méthodes alternatives (proxy-based methods) et sur la cartographie et les systèmes d'information géographique (SIG).

Enfin, le tableau en Annexes 2 regroupe les principales méthodes et indicateurs utilisés pour l'évaluation des services écosystémiques selon les quatre catégories de services (approvisionnement, régulation, maintien ou support, et culturels).

I.5. Les services écosystémiques face aux changements

La bonne santé d'un écosystème garantit la quantité et la qualité des services écologiques qu'il fournit. Les changements observés dans les écosystèmes sont induits par une combinaison de facteurs multiples, directs ou indirects, et s'exerçant sur des périodes plus ou moins longues.

L'impact des activités humaines sur les écosystèmes se répercute sur les fonctionnalités, et donc, sur les services écologiques rendus. Les facteurs d'impacts directs et indirects engendrent diverses conséquences selon le type de service considéré, mais résultent tous en une perte de bien-être humain (Figure 2), (UICN France, 2013).

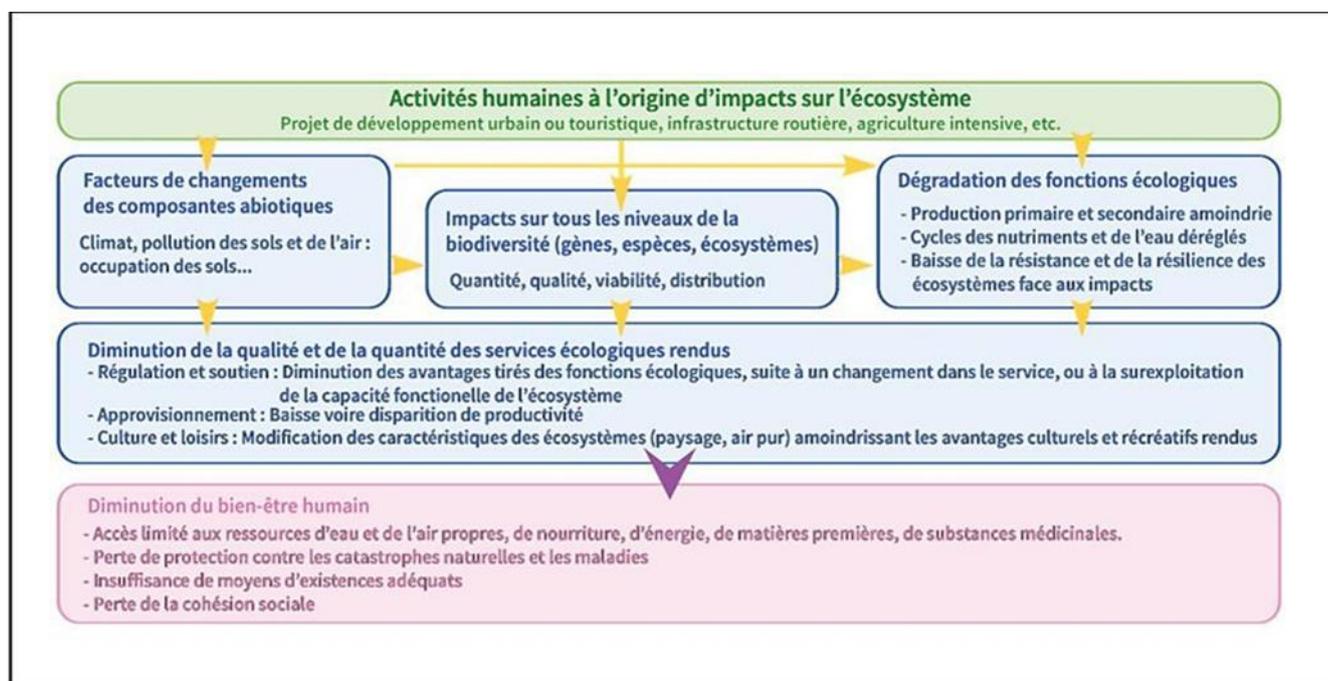


Figure 2. Liens entre dégradation des écosystèmes et diminution du bien-être humain (Source : UICN France, 2013)

La capacité des écosystèmes à fournir des services aux différentes sociétés subit de fortes pressions, notamment, les changements climatiques et la pression anthropogénique. Cela implique des adaptations écosystémiques considérables de dame nature, mais pas seulement...L'homme doit impérativement mieux comprendre les processus biologiques pour mieux gérer et protéger les écosystèmes. Mooney et al. (2009) attirent l'attention sur les changements profonds et intensifs que subissent les écosystèmes à travers les labours, le pâturage, la pêche et la chasse, l'exploitation du bois, la déviation des rivières, l'épuisement de l'eau pour l'irrigation et l'utilisation des engrais. Ces activités ont perturbé et diminué une large fraction des services écosystémiques. Selon le rapport du MEA (2005), de vastes étendues des écosystèmes naturels ont été converties en terres agricoles depuis 1700, ainsi, plus de 41 millions de kilomètres carrés sont devenus des champs ou des pâturages !

Les changements de l'occupation des sols englobent la conversion totale d'une région, d'un type

d'utilisation de sol donné vers un autre type ainsi que le déclin de la productivité biologique et économique de la terre due à l'activité humaine (Reyers, 2009). Ils entraînent des changements dans la gestion des écosystèmes (culture, pâturage,...) qui altère les cycles biogéochimiques, le climat et l'hydrologie d'un écosystème. Ils induisent également à la perte de la biodiversité par la fragmentation et la destruction des habitats. Ainsi, à travers l'exploitation agricole, la production (service approvisionnement) va certes augmenter, mais en contrepartie, elle va affecter la capacité du service « régulation » par la diminution de la qualité de l'eau.

L'étude de D.K. Leh et al. (2013) sur les SE en Afrique de l'Ouest a démontré la baisse générale des services écosystémiques entre 2000 et 2009. Ce fait est dû essentiellement à l'extension des terrains occupés par les systèmes agroforestiers, principalement les cultures du cacaotier. Cette extension a contribué au déclin de la qualité de l'eau (service de régulation) suite à l'utilisation intensive des fertilisants et autres produits phytosanitaires dans les cultures.

D'après Mooney et al. (2009), les études sur les modifications des habitats projettent dans les prochaines décennies, une conversion des terres concentrées dans les forêts tropicales et semi-tropicales ainsi que dans les prairies, régions qui abritent encore une biodiversité significative et qui sont cruciales pour les SE comme la régulation de l'eau, la production de nourriture et de bois. Plus alarmant encore, les écologistes prédisent que le déclin des habitats provoquerait l'extinction de 50% des espèces, ce qui représente la perte de tout un niveau trophique et tous les services qu'il peut procurer (Dobson et al.2006).

Pour revenir au MEA (2005), ce dernier a développé quatre scénarios destinés à explorer l'avenir plausible pour les écosystèmes et le bien-être de l'Homme en se basant sur différentes hypothèses relatives aux forces sous-jacentes responsables des changements et leurs interactions possibles. Les scénarios ne sont pas des prédictions ; par contre, ils ont été développés en vue d'explorer les éléments imprévisibles de changement au niveau des services d'origine écosystémique et permettent d'identifier les conséquences possibles des choix politiques. Parmi ces scénarios, nous allons citer dans ce qui suit quelques exemples de chaque scénario :

- Transformation de l'habitat, en particulier par conversion à l'agriculture : Sous les scénarios du MEA, une valeur additionnelle de 10 à 20% des pâturages et des terres forestières sera convertie selon les prévisions entre 2000 et 2050 (principalement à l'agriculture). La conversion des terres ainsi projetée se concentre dans les pays à faible revenu et les zones arides. La couverture forestière continuera d'augmenter selon les prévisions dans les pays industrialisés.

- Espèces étrangères envahissantes: L'expansion d'espèces étrangères envahissantes et

d'organismes vecteurs de maladies continue d'augmenter à cause d'une part des déplacements délibérés et d'autre part des introductions accidentelles liées au commerce et au voyage croissants, avec des conséquences dommageables significatives pour les espèces locales et de nombreux services d'origine écosystémique.

- Au cours des 50 années à venir, il est prévu que les cultures vivrières augmentent de 70 à 85% sous les scénarios de le MEA, et la demande en eau entre 30% et 85%. Il est prévu que les prélèvements d'eau dans les pays en développement augmentent de manière significative sous ces scénarios, quand bien même ceux-ci devraient décliner selon les prévisions dans les pays industrialisés (certitude moyenne).

- La perte d'habitat et autres modifications d'écosystème devraient conduire à un déclin de la diversité locale des espèces autochtones d'ici 2050 (certitude élevée). De manière globale, le nombre d'espèces de plantes correspondant au niveau d'équilibre devrait subir une réduction de 10 à 15% résultant de la seule perte d'habitat au cours de la période de 1970 à 2050 sous les scénarios de le MEA (basse certitude), et d'autres facteurs tels que la surexploitation des espèces envahissantes, et le changement climatique vont accroître d'avantage le taux d'extinction.

I.6. Les services écosystémiques rendus par les forêts

Les écosystèmes sont des systèmes multifonctionnels qui fournissent à la population des services vitaux. Les forêts sont caractérisées par une biodiversité très élevée, donnent du bois ainsi que d'autres nombreux produits, favorisent la captation et la rétention d'eau, délimitent une réserve de bonne terre, purifient l'air, influencent le climat, jouent un rôle important en tant que paysage naturel et lieu de détente, sans compter, dans de nombreuses régions, leur valeur religieuse.

Avant de présenter quelques SE fournis par les forêts, nous allons donner une brève description des forêts dans le bassin méditerranéen et en Algérie

Les forêts méditerranéennes couvrent actuellement environ 81 millions d'hectares, soit 9,4 pour cent de la surface totale de la région, ce qui représente une portion fort réduite par rapport à leur ancienne extension (M'hirit. 2009). Selon les résultats de l'analyse des lacunes (gap analysis) faite par le WWF (2001), la couverture forestière originelle présentait environ 82% de la surface totale des pays méditerranéens. Actuellement, il n'en reste que 17%

souvent considéré comme profondément dégradé, notamment dans les pays de la rive Sud du bassin.

Les forêts méditerranéennes comptent presque le double des espèces ligneuses des forêts européennes (247 contre 135), dont 185 exclusivement méditerranéennes comparées aux 46 espèces des forêts européennes (Quézel et al. 1999). Cependant, la méditerranée est considérée comme l'un des centres majeurs de la biodiversité où vivent 10% des plantes supérieures sur seulement 1,6% de l'ensemble de la superficie de la Terre, alors que le bassin méditerranéen compte à lui seul 10,8 espèces/Km². Cette richesse est la résultante de la diversité des éléments biogéographiques (éléments de souche méridionale et des éléments extra-tropicaux de souche autochtone et septentrionale), mais aussi d'une extrême hétérogénéité des substrats, de géomorphologie et du climat (Médail et Quézel, 1999).

En Algérie, la forêt revêt un caractère particulièrement important car elle constitue un élément essentiel de l'équilibre physique, climatique et socio-économique des régions rurales en particulier et du pays en général. Le patrimoine forestier national couvre une superficie globale d'environ 4,2 millions d'hectares, soit 1,8% de la superficie total du pays (Int.2). Les régions du nord de l'Algérie où les conditions de climat et de milieu permettent le développement des formations forestières occupent 250 000 km² soit un peu plus de 10% de la superficie totale. Avec un taux de boisement de 18,8% pour le nord de l'Algérie et de 1,9 % seulement si les régions sahariennes arides sont également prises en considération (Ghazi, 2009). L'essence prédominante est le pin d'Alep qui occupe 880 000 ha et se rencontre principalement dans les zones semi arides. Le capital sur pied de ces pineraies est assez pauvre. Le chêne liège avec 230 000 ha se localise principalement dans le Nord-est du pays. Les chênes zéen et afares avec 48 000 ha occupent les milieux les plus frais dans la subéraie. Les cèdres sont éparpillés sur 16 000 ha en îlots discontinus dans le Tell central et les Aurès. Le pin maritime est naturel dans le Nord-est du pays et couvre 32 000 ha. Les eucalyptus introduits dans le Nord et surtout l'Est du pays occupent 43 000 ha. Ces essences constituent le premier groupe de forêts dites économiques qui totalisent 1 249 000 ha dont 424 000 ha de peuplements artificiels. Le second groupe, constitué par le chêne vert, le thuya et le genévrier qui, en étage semi-aride jouent un rôle de protection essentiellement, ne couvre que 219 000 ha. Le reste des surfaces forestières qui s'étendent sur 2 603 940 ha se répartissent entre les reboisements de protection qui couvrent 727 000 ha et les maquis et broussailles qui occupent une superficie de 1 876 000 ha. S'ajoutent à ces superficies forestières les nappes d'alfa qui totalisent 2,7 millions d'hectares. (FOSA, 2001).

Dans le concept des SE, l'écosystème forestier, est sans doute l'écosystème le plus étudié au monde et ses fonctions sont les mieux connues. Aujourd'hui encore, c'est la forêt qui est le plus souvent citée à propos des services écosystémiques (Serpantié et al. 2012).

Les forêts procurent plusieurs services tangibles, par exemple les produits forestiers non ligneux comme le liège, les champignons, le gibier, les plantes aromatiques et médicinales, etc... D'autres sont intangibles comme la régulation des cycles de l'eau et des nutriments, la protection des bassins versants et des sols, la séquestration du carbone et l'atténuation du changement climatique, la protection et la préservation de la biodiversité, faisant partie de notre héritage culturel et historique, et les espaces de loisirs et de détente extérieurs (Stenger et al., 2009). Malheureusement, les décideurs ignorent l'importance de ces SE (intangibles) du moment qu'ils n'ont pas une valeur sur les marchés conventionnels ou qu'ils sont difficiles à mesurer (Ninan et Inoue, 2013). Mais depuis l'émergence du concept des SE, le regard des décideurs et gestionnaires a changé. A titre indicatif, l'étude de Costanza et al. (2007) a estimé la valeur annuelle totale des SE fournis par l'ensemble des forêts à 969 US\$ par hectare. Au niveau onusien, et dans la préface du rapport de la FAO sur la situation des forêts du monde (FAO, 2014), le directeur général de la FAO, J.G. da Silva écrit : « les forêts bien gérées peuvent contribuer dans une très grande mesure au développement durable et à la sécurité alimentaire des millions de gens. Elles sont le plus grand gisement de diversité biologique terrestre dans le monde et jouent aussi un rôle vital dans l'atténuation du changement climatique mondial et contribuent à la conservation des sols et de l'eau dans nombre d'écosystèmes fragiles».

Dans le même rapport, et pour citer quelques exemples, les statistiques montrent que :

- 840 millions de personnes, soit 12 pour cent de la population mondiale, collectent du combustible ligneux et du charbon de bois pour leur utilisation propre ;
- Les produits forestiers contribuent fortement à donner un abri à au moins 1,3 milliard de personnes, soit 18 pour cent de la population mondiale ;
- Environ 2,4 milliards de personnes, soit environ 40 pour cent de la population des pays moins développés utilisent le combustible ligneux pour la cuisson et pour la stérilisation de l'eau ce qui représente une grande contribution des forêts à la sécurité alimentaire et à la santé.
- Dans le monde, la valeur ajoutée dans le secteur forestier est égale à un peu plus de 600 milliards de dollars américain et représente environ 0,9 pour cent de l'économie mondiale.

Pour recadrer cela dans le schéma du MEA, quelques exemples sont cités (UICN, 2013) dans

les quatre catégories :

- Services de support :

✓ Cycle de l'eau : La couverture forestière, facilitant le stockage de l'eau dans le sol, atténue les fluctuations du débit des rivières, réduisant les crues en période de pluie (fonction de tampon) et alimentant les cours d'eau et les nappes en période sèche.

✓ Production de la biomasse : la biomasse totale dans les pays de la région méditerranéenne représente plus de 10 milliards de tonnes dont 95% est stockée dans les forêts (FAO, 2013).

✓ Offre d'habitat : Les forêts abritent une grande diversité d'espèces, appartenant à tous les groupes taxonomiques, dont certaines sont inféodées au milieu forestier. Ainsi, le bassin méditerranéen est un hotspot pour la biodiversité qui abrite plus de 25000 espèces dont 50% sont endémiques à la région (Médail et Quézel, 1997).

✓ Formation et maintien du sol : La décomposition de la litière forestière assure le maintien et le renouvellement de la couche d'humus. Celui-ci est une réserve de matière organique et constitue la seule partie nutritive des sols. Les racines des arbres contribuent à la stabilisation des sols forestiers et ceci jusqu'à 2 m de profondeur.

- Services d'approvisionnement :

✓ Le bois : Le bois est la production la plus évidente. Il alimente, en matière première, avec d'autres produits ligneux, les industries du bois, de l'énergie et du papier, ainsi que les foyers, en bois de chauffage. A titre d'exemple, la production de bois à usage industriel des pays de la région méditerranéenne s'élevait en 2010 à 84 millions de mètres cubes 5.5 % de la production mondiale. La production de bois énergie était presque égale avec près de 82 millions de mètres cubes correspondant à 4.4 % de la production mondiale (FAO, 2013).

✓ Produits forestiers non ligneux (PFNL) : La plupart de ces produits (champignons, plantes médicinales et aromatiques, liège,...) peuvent avoir une utilité pour la consommation locale mais également pour l'agriculture, l'industrie agro-alimentaire, pharmaceutique, cosmétique et textile. La catégorie "Aliments" représente 42 % de la récolte totale des produits non ligneux dans la région méditerranéenne suivi par les catégories "Cuir et peaux" (29 %) et "Autres produits végétaux" (15 %) (FAO, 2013). En plus de cela, et d'après Croitoru et Ligare (2013), ces produits génèrent en moyenne 31 \$US/ha et représentent plus de 40 % de la valeur économique totale des forêts dans les pays méditerranéens. C'est donc une garantie sécuritaire

très importante surtout pour les petits ménages et une contribution non négligeable à l'amélioration des revenus des familles rurales tout au long de l'année. Concernant le liège qui est un produit phare parmi les PFNL, et vu son importance économique, il sera abordé dans la partie I.6.3.

- Services de régulation :

✓ Régulation de l'érosion : La protection contre l'érosion est principalement fournie par la litière de feuilles, les horizons humiques et le sous-étage arbustif, qui forment un écran physique de faible hauteur contre l'énergie de la pluie. La canopée intercepte aussi les précipitations et réduit la force avec laquelle celles-ci touchent la surface du sol. La forêt assure également un rôle contre les effets de l'érosion éolienne en réduisant la vitesse du vent (réduite de 50 % sur une distance de 10 à 20 fois la hauteur de cette barrière physique, en fonction des végétaux). Dans le Sud de l'Espagne, par exemple, et en Andalousie plus exactement, 15% des terres sont hautement exposés à l'érosion avec des pertes de l'ordre de 50 à 100 tonnes/ha. Les formations de chênes qui recouvrent cette région, notamment le chêne liège, interceptent les pluies et leurs puissantes racines maintiennent le sol, le protégeant ainsi contre l'érosion (Marañón et al. 2012).

✓ Régulation du climat global et local : Les forêts retiennent le carbone à la fois dans la biomasse vivante et morte, dans les matières organiques en décomposition et dans les sols (Voir partie I.6.2). Au niveau local, la végétation absorbe et réfléchit les radiations solaires assurant une protection et permettant de réduire les écarts de température.

✓ Pollinisation : Les forêts offrent des services de pollinisation qui permettent à l'Homme de maintenir une production alimentaire suffisante puisque 80 % des plantes à fleurs et 75 % des plantes cultivées en dépendent. La forêt fournit ainsi des sites de reproduction, des zones de refuge et des ressources alimentaires variées et durables pour plusieurs espèces de pollinisateurs.

- **Services culturels** : Loisirs et tourisme, valeurs éducatives et scientifiques, valeurs esthétiques, artistiques et spirituelles. (Voir partie I.6.4)

Dans ce qui suit, nous allons détailler quelque peu quatre exemples de services écosystémiques fournis par les forêts méditerranéennes en particulier. Cela correspond également aux services retenus dans le travail que nous avons effectué.

I.6.1. Biodiversité

La biodiversité est une notion d'une exceptionnelle ampleur. Elle englobe la variété de la vie à toutes les échelles (du local au global, du court au long terme) à tous les niveaux (génétique,

spécifique, écosystémique), sous tous les angles (du structurel au fonctionnel, de l'artificiel au naturel). Elle se trouve ainsi à la base d'enjeux essentiels, non seulement pour les espèces végétales, fongiques et animales, mais surtout pour les sociétés humaines (Nivet et al., 2012). Parmi la multitude de définitions proposées par les scientifiques, nous retiendrons celle de l'article deux de la « Convention sur la Diversité Biologique (CDB) » qui a été signée par plus de 150 pays (entrée en vigueur, décembre 1993) : Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes.

Les recherches dans le domaine de l'écologie confirment la corrélation positive entre la biodiversité et les SE. En effet, plusieurs chercheurs sont d'accord sur l'effet positif de la biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes (Schneiders et al., 2012), tel que la productivité, le recyclage des nutriments ou la biomasse totale. Ainsi, la biodiversité reste une notion clef pour le fonctionnement des écosystèmes dont elle augmente la capacité à assurer différentes fonctions écologiques ; lorsqu'elle est élevée, une compensation entre espèces ayant les mêmes fonctions est possible (Nivet et al., 2012). De plus, la biodiversité est reliée à l'approvisionnement en nourriture, la fertilité du sol, la pollinisation et la régulation de la santé et du bien-être humain (Quijas et Balvanera. 2013). Selon Croitoru (2007), il est difficile d'évaluer la biodiversité dans les pays méditerranéens, surtout ceux de la rive Sud, et peu d'études ont été faites à ce propos. D'après ses estimations, la valeur moyenne de la biodiversité varie entre 1 euro et 60 euros/Ha.

Comme nous l'avons cité plus haut, la région méditerranéenne, est considérée comme un "hotspot" de la biodiversité mondiale avec un très fort taux d'endémisme. Cela est dû à une variabilité géographique et topographique exceptionnelle et une bi-saisonnalité climatique prononcée, ce qui a fortement influencé la richesse et la distribution des espèces (Médail et Quézel, 1997 ; Figure 3).

Selon la FAO (2013), il y a plus de 25 000 espèces de plantes dans la région méditerranéenne et les forêts ont près de deux fois plus d'espèces ligneuses que les forêts du Centre et du Nord de l'Europe (247 vs. 135) ; 158 espèces ligneuses de ces forêts méditerranéennes sont exclusives à la région ou très largement préférentielles alors que seulement 46 espèces sont exclusives aux forêts du Centre et du Nord de l'Europe. Il y a une différence similaire en ce qui concerne les genres : 34 genres d'espèces ligneuses se trouvent exclusivement dans les forêts méditerranéennes contre seulement sept dans les forêts du Centre et du Nord de l'Europe. Concernant les animaux, 25% des presque 200 espèces de la région sont

endémiques auxquelles il convient d'ajouter environ 350 espèces d'oiseaux.

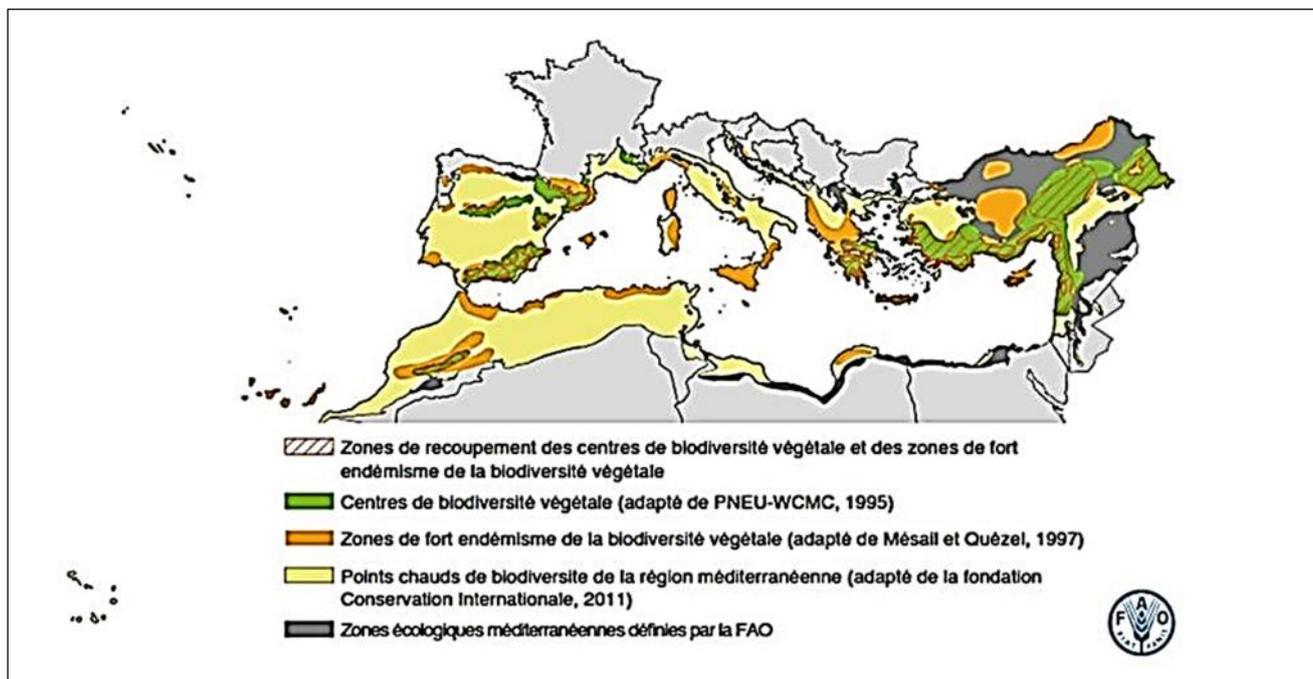


Figure 3. Points chauds de la biodiversité et endémisme dans la région méditerranéenne. Source : Médail et Quézel (1997) in : FAO (2013).

Toujours selon le rapport de la FAO fait sur l'état des ressources forestières dans la région méditerranéenne (FAO, 2013), il convient de citer quelques espèces dans les forêts méditerranéennes :

Il y a **sept** espèces endémiques d'Erables (*Acer pseudolatanus*, *Acer platanoides*, *Acer opalus*, *Acer campestre*, *Acer monspessolanum*, *Acer lobelii* et *Acer peronai*), **neuf** espèces de Sapins (*Abies pinsapo*, *Abies marocana*, *Abies tazaotana*, *Abies numidica*, *Abies cephalonica*, *Abies borisii-regis*, *Abies cilicica*, *Abies equi-trojani*, *Abies nebrodensis* et *Abies alba*) et **neuf** espèces de Pins (*Pinus nigra* et ces différentes variétés, *Pinus cembra*, *Pinus mugo*, *Pinus silvestris*, *Pinus pinea*, *Pinus halepensis*, *Pinus brutia*, *Pinus pinaster* et *Pinus heldreichii*).

Les Cèdres (*Cedrus libani* au Liban, *Cedrus atlantica* en Algérie et au Maroc et *Cedrus brevifolia* à Chypre) sont également présents dans les forêts des pays du pourtour de la Méditerranée. Le genre *Quercus* est également très bien représenté avec plusieurs taxons (e.g. *Quercus robur*, *Quercus petraea*, *Quercus pubescens*, *Quercus frainetto*, *Quercus vallonea*, *Quercus cerris*, *Quercus ilex*, *Quercus coccifera* et *Quercus suber*). Un nombre considérable d'espèces ligneuses associées se retrouvent partout dans la région méditerranéenne avec les genres suivants : *Acer*, *Cotoneaster*, *Prunus*, *Pyrus*, *Salix* et *Sorbus*. Plusieurs espèces à feuilles

caduques sont aussi présentes incluant *Quercus afares* au Nord-Est du Maghreb, *Quercus euboica* en Grèce, *Quercus vulcanica* en Anatolie Centrale (Turquie) et *Arbutus pavarii* en Cyrénaïque (Libye). Les Oléacées (*Olea europaea*, *Fraxinus excelsior*, *Fraxinus ornus* et *Fraxinus angustifolia*) jouent également un rôle significatif dans l'économie méditerranéenne. En Algérie c'est aussi 3139 espèces de spermaphytes décrites (Santa et Quézel, 1962) totalisant 5402 taxons ; 67 espèces végétales parasites ; 1000 espèces ont des vertus médicinales ; 1670 espèces (53,20 % de la richesse totale) sont relativement peu abondantes ; 314 espèces assez rares ; 590 espèces rares ; 730 espèces rarissimes ; 35 espèces très rares ; 226 espèces sont menacées d'extinction et bénéficient d'une protection légale depuis 1993 (Abdelguerfi, 2005). Selon Yahy et Benhouhou (2011), Le nombre de taxons endémiques de l'Algérie du Nord s'élève à 407, dont 224 endémiques algériennes, 124 algéro-marocaines, 58 algéro-tunisiennes et une algéro-sicilienne. Véla et Benhouhou (2007), soulignent bien la relation entre endémisme et rareté en Algérie du Nord : Chez les taxons très rares à plus ou moins rares, le pourcentage d'endémisme avoisine 20% (respectivement 19,6% et 19,4%), tandis que chez les taxons plus ou moins communs, il n'est que de 5%, plus encore, parmi ces endémiques plus ou moins rares, près du tiers (30,2%) sont très rares à rarissimes, voire déjà disparues. Parmi ces espèces remarquables, il faut mentionner le sapin de Numidie, *Abies numidica* de Lannoy (Gharzouli et Djellouli, 2005), dont la répartition est limitée aux massifs de Babor et Tababort en Petite Kabylie, le *Quercus afares* Pomel, strictement endémique à la Grande Kabylie, à la Petite Kabylie et à la Kroumirie (Tunisie). Sans oublier les espèces herbacées, dont les plus célèbres sont la pivoine *Paeonia mascula* (L.) Miller subsp. *Atlantica* (Cosson) Greuter & Burdet (syn.: *Paeonia corallina* subsp. *Atlantica* (Cosson) Maire) et le cyclamen des Babors *Cyclamen repandum* var. *baborense* Debussche & Quézel (syn. *C. repandum* subsp. *atlanticum* Maire) L'orchidée *Serapias stenopetala* Maire et Stephenson (Véla et Benhouhou, 2007).

Enfin, il est important de signaler que plusieurs éléments menacent la flore dans la région méditerranéenne. D'une part, les changements climatiques, et de l'autre, les facteurs anthropiques (fragmentation des paysages, destruction ou transformation des habitats, feux de forêts, ...). Cela va inéluctablement porter préjudice au patrimoine génétique et à l'héritage des populations de la région, ce qui affectera la qualité des services écosystémiques offerts depuis des millénaires par la nature.

I.6.2. Séquestration de carbone

Les changements climatiques sont devenus l'une des problématiques écologiques, économiques et géopolitiques les plus imposantes du 21^{ème} siècle, du fait qu'ils sont en relation étroite avec la prospérité et l'avenir de l'humanité. Depuis le début des années 80 le réchauffement global, et particulièrement le stockage ou séquestration du carbone, suscite l'intérêt de la communauté scientifique. La séquestration ou stockage du carbone (C) est le processus correspondant à un stockage de C dans le système sol-plante visant à atténuer le taux de C de l'atmosphère (MEA, 2005).

L'importance de connaître le potentiel de la séquestration de carbone des sols dans la région méditerranéenne réside dans le fait que les écosystèmes méditerranéens sont hautement susceptibles aux changements climatiques et aussi du fait que cette région est parmi les plus peuplées au monde et ses écosystèmes ont été depuis très longtemps exploités et modifiés jusqu'à ce jour (Rodeghiero et al., 2011).

Selon Arrouays et al. (2003), l'accroissement du stockage de carbone sous forme de matière organique dans le sol pourrait jouer un rôle important dans la lutte contre l'augmentation des gaz à effets de serre dans l'atmosphère et donc dans la prévention du changement climatique. Par ailleurs, la simple présence du carbone organique dans le sol améliore la stabilité structurale du sol, la capacité de rétention de l'eau et augmente la capacité d'échange cationique des sols.

Elle constitue également une réserve de nutriments pour les plantes et une source d'énergie pour la biodiversité (Stringer et al., 2012 ; Anzen, 2006). La présence du carbone dans la biomasse et dans le sol revêt donc une grande importance pour les services écosystémiques de régulation (réduction de l'effet de serre), de support (maintien de la biodiversité) et d'approvisionnement (nourriture et bois). De tous les types d'utilisation des terres, les forêts ont la plus grande capacité de stockage du carbone. Il est stocké à la fois dans la biomasse aérienne (bois, feuilles et les déchets) et la biomasse souterraine (racines) ainsi que dans les sols. D'après le rapport de Robert (2002) réalisé pour le compte de la FAO, le carbone organique du sol est estimé entre 1500 et 2000 pétagramme (Pg) de carbone à 1 m de profondeur (2456 à 2 m de profondeur environ). La végétation (650 Pg) et l'atmosphère (750 Pg) emmagasinent considérablement moins que les sols.

La carte globale des stocks de carbone (Figure 4) offre un bon moyen de visualisation de la distribution des stocks de carbone dans le monde qui se trouvent majoritairement dans les sols des régions boréales et les marécages tropicaux.

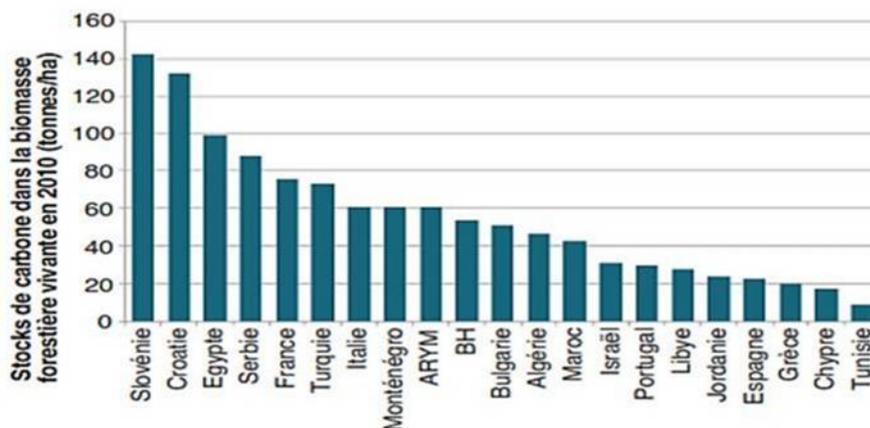


Figure 4. Stock de carbone dans la biomasse forestière vivante des pays de la région Méditerranéenne. (Source : FAO. 2010 in FAO 2013).

Note : ARYM = Ancienne République yougoslave de Macédoine; BH = Bosnie-Herzégovine;

Concernant les forêts méditerranéennes et autres espaces boisés, on estime qu'ils peuvent séquestre moins de carbone que les autres types de forêts. Peu de données sont disponibles avec une trop grande marge d'erreur (FAO, 2013). En 2010, les forêts des pays du pourtour de la Méditerranée représentaient un stock total d'environ 5 milliards de tonnes de carbone soit 1.6 % du stock total de carbone forestier au niveau mondial (Figure 5). La valeur économique du potentiel de stockage de carbone dans les forêts méditerranéennes se situe entre 37 et 63 milliards d'US\$ ce qui représente 13 % de la valeur économique totale de ces forêts. Cette valeur économique est inférieure au potentiel des forêts du Centre de l'Europe avec des valeurs qui oscillent entre 117 et 190 milliards d'US \$ mais bien supérieure au potentiel des forêts d'Europe du Nord estimé entre 11 et 23 milliards d'US \$ et des forêts Scandinaves situées entre 32 et 35 milliards d'US \$ (Ding et al., 2011).

A titre d'exemple, dans une étude faite par Bugalho et al. (2011) sur le Sud de l'Espagne, il a été trouvé que les vieilles futaies de chêne liège ayant un recouvrement moyen de 30% peuvent stocker plus de 140 g C/m²/an.

Le stock de carbone organique d'un sol varie en fonction des apports par la végétation et du temps de résidence du carbone dans le sol. Ces stocks de carbone sont affectés par des facteurs climatiques, par la nature de la roche mère, par le temps long de la pédogenèse et de l'érosion (siècles à millénaires), par leur occupation récente et actuelle (cultures, forêts, prairies...) et enfin par les pratiques culturales qui conditionnent l'état du couvert végétal (rotations,

défriches...) et le fonctionnement du sol (fertilisation, travail...) (Soussana, 2014).

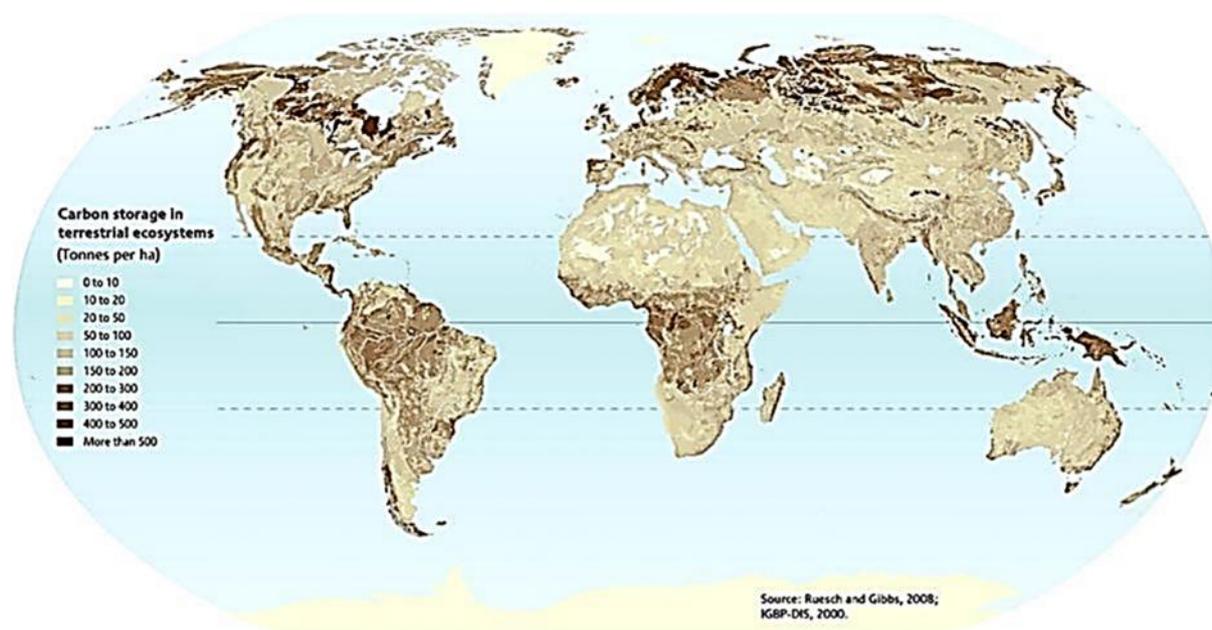


Figure 5. Carte globale des stocks de carbone.

Source: Ruesch and Gibbs (2008); IGBP-DIS (2000)

In : IPCC (2013).

Il est important de signaler aussi que la dynamique de la matière organique des sols forestiers est encore relativement mal connue. On ne connaît que très mal par exemple jusqu'à quelle profondeur et avec quelle intensité est affecté le carbone des sols lors du vieillissement des peuplements, sous l'effet des opérations sylvicoles ou des perturbations naturelles (Dupouey et al., 2000).

Lorsque les arbres sont coupés et utilisés comme combustible ou pour la production de papier, ou quand ils sont brûlés, ou coupés, le carbone stocké est libéré dans l'atmosphère et dans le sol ce qui contribue au changement climatique. Les forêts deviennent donc une source de carbone. C'est le cas des pays du Sud et l'Est de la Méditerranée, notamment en Algérie, Maroc et Liban, où les pertes de carbone sont estimées à 0.08-0.53 t C/ha selon Croitoru (2007). Les politiques et les stratégies de gestion forestière doivent donc viser à prolonger la capacité de stockage à la fois des forêts et de leurs produits.

I.6.3. Production de liège

En 2010, la surface forestière des pays méditerranéens s'élevait à 85 millions d'hectares, représentant environ deux pour cent de la surface forestière mondiale (4033 millions d'hectares). La suberaie quant à elle, couvre 2.265.000 hectares, répartie exclusivement sur sept pays

(Tableau 3) (Int.1).

Le chêne-liège est une essence endémique du domaine méditerranéoatlantique du bassin méditerranéen. Il est présent en Méditerranée Occidentale depuis plus de 60 millions d'années. Son aire de répartition s'est fortement réduite suite à des fortes variations climatiques et surtout de l'action anthropique de cette longue période (Benabid, 1989). Le chêne liège voit tout d'abord sa répartition limitée par ses exigences édaphiques ; il est en effet, sauf en quelques rares cas de compensations écologiques éliminé des substrats calcaires ou du moins présentent une teneur appréciable en calcaire actif. Sur le climagramme d'Emberger, le chêne liège se situe essentiellement au niveau des variantes chaude et tempérée des bioclimats méditerranéens humide et sub-humide (Quezel, 1976). Dans une synthèse sur les suberaies, Beltrán (2010) les décrit comme des forêts sclérophylles denses et moyennement hautes (15 – 20 m) où la strate arbustive est dominée non seulement par le *Quercus Suber*, mais aussi par beaucoup d'autres espèces, principalement :

- sclérophylles à feuilles plates (chêne vert, olivier sauvage, alaterne...),
- sclérophylles à feuilles linéaires (principalement des bruyères),
- à feuilles semblables à celles du laurier (arbousier, laurier tin, houx...),
- à feuilles en forme d'aiguilles (genévriers, pins),
- sub-sclérophylles à feuilles semi-sclérophylles (chêne zène, thérébinthe)
- et à feuilles caduques (micocoulier, aubépine, poirier sauvage...).

Tableau 3 : Répartition de la superficie de la suberaie. Source Int.1

PAYS	Superficie (hectares)	%
Portugal	736.000	32,5
Espagne	501.000	22,1
Maroc	277.000	12,2
Algérie	410.000	18,1
Tunisie	90.000	4,0
Italie	151.000	6,7
France	100.000	4,4
Mondial	2.265.000	100

Certes, l'écosystème chêne liège fournit en premier lieu le liège mais il contribue aussi aux autres services et correspond à chacune des catégories de l'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (MEA) : service de support (biodiversité : partie 1.7.1) ; de régulation (séquestration de carbone : partie 1.7.2.) ; services culturels (tourisme et activités récréatives : partie 1.7.4). Le tableau 4 synthétise les principaux services fournis par cet écosystème.

Dans ce qui suit, nous allons tenir en compte la production de liège en tant que service d'approvisionnement. Ainsi, les suberaies des pays méditerranéens produisent près de 300 000 tonnes par an avec une valeur annuelle d'exportation approximative de 329 million de dollar américain (Berrahmouni et al. 2007). La majorité de ce produit est destinée à la fabrication des bouchons. Au Portugal, premier pays producteur, le revenu annuel généré par le liège est de 500 Euros/ha, ce qui représente une contribution de près de 800 000 Euros au produit intérieur brut (PIB) (Cruz et Barata ; 2011). En Algérie, les revenus du liège ont été estimés à 431 783 147 DA (Dinars algérien) en 1999, ce qui représente 67,9% du total de la production forestière dans le pays (FOSA, 2000).

Tableau 4. Liste des services fournis par la suberaie.

(Source : Daly-Hassen. 2013).

Type de services	Biens et services	Bénéficiaire
Services d'approvisionnement (actuel et potentiel)	Liège	Gouvernement
	Champignons	
	Myrte	
	Souches de bruyère	
	Bois de feu des forêts	
	Chasse	
	fourrages	Usagers des forêts
	Glands	
	Bois de feu du maquis	
	Escargots	
	Miel	
	Autres plantes aromatiques et médicinales	
Services de régulation	La conservation des sols et la régulation des eaux	Société nationale
	Séquestration du carbone	Communauté globale
Services culturels	Recréation / Qualité du paysage	Société
	Cultures et traditions	
Services de soutien	Conservation de la biodiversité, connue et inconnue	Société nationale et communauté globale

Outre le liège, la suberaie présente certaines particularités liées au cortège floristique accompagnant le chêne liège, ce qui offre des usages variés à l'homme, comme la bruyère arborescente (*Erica arborea*) dont la souche est exploitée pour la fabrication des pipes dans la région d'El Kala, avec une production de près de 44 Quintaux en 2010 selon la DGF (Int.2). Les plantes aromatiques et médicinales, les plantes mellifères, les fruits et les glands sont largement utilisés par les populations locales. Il est important de souligner que les potentialités fourragères des suberaies sont très importantes et constitue une source de fourrage pour le bétail.

Toutefois, il est important de noter ici qu'il faut faire la distinction entre les services écosystémiques forestiers qui ont une valeur marchande (qui rentre dans le produit national brut) comme la production de bois commercialisé et des produits non ligneux, ceux qui n'ont pas une valeur marchande telle que la cueillette, les promenades ou tout simplement l'admiration de la nature.

I.6.4. Tourisme et activités récréatives

Depuis l'aube des premières civilisations, l'homme a toujours cru que les forêts avaient une âme ou un esprit ayant des pouvoirs supranaturels et dans certaines cultures, elles sont même idolâtrées. La fascination pour la forêt a été à l'origine de mythes, de légendes et de contes populaires.

Ces croyances ont fait que la forêt ou certains arbres soient craints et respectés, ce qui a permis leur préservation et pérennité. Les valeurs culturelles, les croyances spirituelles et religieuses, ainsi que les liens physiques entre la race humaine et les écosystèmes sont donc difficiles à dissocier.

Les services culturels sont les bénéfiques non matériels que les gens tirent des forêts et qui incluent la récréation, les valeurs spirituelles et l'aspect esthétique (Smith et al. 2011). Le MEA a évalué six catégories culturelles et d'aménité des forêts : diversité culturelle et identité ; valeurs patrimoniales ; services spirituels ; source d'inspiration (art et folklore), esthétique ou beauté du paysage et enfin tourisme et récréation (MEA, 2005). En effet, les forêts offrent d'importantes opportunités pour l'écotourisme, devenu un business en pleine expansion et une source lucrative potentielle, mais aussi une multitude de services liés aux activités récréatives et de loisirs. Elles constituent un habitat unique pour le gibier et les poissons de rivières ou de lacs favorisant ainsi la chasse et la pêche pour des milliers d'amateurs. En plus, elles sont un terrain idéal pour le cyclisme, le ski, l'observation des oiseaux et l'admiration de la nature. Les milieux forestiers sont également un lieu privilégié pour sensibiliser à la biodiversité. Ils sont souvent l'objet de sessions pédagogiques et nombre d'entre eux ont vu l'apparition de sentiers didactiques, à

vocation naturaliste mais aussi patrimoniale ou historique. Sur le plan scientifique, les forêts et leur richesse spécifique sont aussi des sources d'inspiration potentielles pour le biomimétisme qui consiste à s'inspirer des principes et stratégies élaborés par les organismes vivants pour trouver des solutions techniques innovantes (UICN France, 2013).

Milcu et al. (2013) et Plieninger et al. (2013) ont mentionné qu'il existe des problèmes quant à la quantification ou l'évaluation des SE culturels car il est difficile d'établir une relation significative entre la structure et le fonctionnement des écosystèmes d'un côté et la satisfaction des besoins des humains. Toutefois, de nombreuses estimations et approches ont été testées. Dans la majorité des cas, elles sont basées sur l'accessibilité aux sites ou à leur proximité des agglomérations et des routes principales (coût de transport) ainsi que le droit d'accès (Chan et al. 2006). Selon l'UICN France (2013), une méta-analyse du service récréatif de la forêt en Europe basée sur 25 études dans 9 pays entre 1979 et 2001 a montré qu'une personne consentait à payer entre 0.72 US\$ et 122 US\$ par visite dans une forêt à des fins récréatives avec une moyenne de 19.30 US\$ (environ 15 €). La méthode utilisée pour cette estimation était celle du coût de déplacement (mesure du prix pour l'accès au site avec un coût kilométrique moyen de 0.30 €). Cependant, les bénéfices tirés des services culturels diffèrent énormément d'un pays à l'autre. Selon Croitoru (2006) : En Turquie, ils sont estimés à 167 €/ha, 115 €/ha en France et 20-50 €/ha en Italie. Dans d'autres pays les valeurs sont plutôt négatives comme c'est le cas au Maroc à cause des dégâts engendrés par la chasse excessive sur les écosystèmes (-4 €/ha). A propos de chasse, et d'après Chevassus-au-Louis, Pirard (2001), la valeur économique de cette activité en France à travers l'ensemble des dépenses réalisées par les chasseurs (équipement, munitions, permis, déplacements, etc.) peut être estimée à 55 à 69 €/ha/an.

Il convient de dire à la fin que les besoins croissants de l'homme (surtout dans les pays développés) en matière d'écotourisme et d'activités récréatives ne cessent d'augmenter surtout avec les grandes opportunités d'infrastructures et de voyages qui s'offrent à lui. Seulement nombre de chercheurs commencent à exprimer leur craintes des répercussions de ces activités qui risquent de réduire la capacité des écosystèmes à fournir les services culturels (MEA, 2005).

CHAPITRE II
CARTOGRAPHIE, SIG ET
TELEDETECTION

« Tant qu'un homme ne s'est pas expliqué le secret de l'univers, il n'a pas le droit d'être satisfait ».

Jean-Jacques Rousseau

CARTOGRAPHIE, SIG ET TELEDETECTION

II.1. La cartographie

II.1.1. Définition

L'Association internationale de cartographie définit la cartographie comme la discipline qui s'occupe de la conception, de la production, de la diffusion et de l'étude des cartes. La cartographie est aussi la représentation – la carte. La cartographie englobe donc tout le processus de la création de cartes (AIC, 2016). En outre, la cartographie a pour objet la conception, la préparation, la rédaction et la réalisation de tous les types de plans et de cartes ; elle implique notamment l'étude de l'expression graphique des phénomènes, de la surface terrestre, à représenter (Poidevin, 1998). Une carte est selon le dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés « représentation fondée sur un langage, caractérisé par la construction d'une image analogique d'un espace » (Lussault & Lévy, 2003).

II.1.2. Les différentes branches de la cartographie

La cartographie, comme toute autre discipline, a plusieurs branches qui ont pour objet d'étude, une partie restreinte du domaine général de cette discipline : la cartographie mathématique, la cartographie topographique, la cartographie thématique et la cartographie numérique (Cavayas, 2011).

✓ **La cartographie mathématique** : étudie les projections cartographiques et les propriétés géométriques des cartes résultantes

✓ **La cartographie topographique** : a pour objet la réalisation des cartes topographiques.

✓ **La cartographie thématique** : a pour objet la conception des cartes illustrant la distribution spatiale des différents caractères ou des valeurs d'un phénomène de nature biophysique ou socio-économique (densité de population).

✓ **La cartographie numérique** : est une branche relativement nouvelle de la cartographie. Son objectif est de rendre le processus cartographique reproductible par

l'ordinateur et ses périphériques.

La cartographie thématique se définit comme « une opération qui consiste à transcrire, sur un fond topographique représentant le relief, l'hydrographie, les localités, les voies de communication, ou une partie seulement de ces éléments, les indications relatives à la localisation d'un phénomène supplémentaire qui constitue le thème » (Ozenda, 1986).

II.1.3. Notions de base de la cartographie

La carte : La carte est une représentation graphique, sur une surface plane, des entités physiques d'une partie ou de la totalité de la terre ou d'autres étendues, ou encore du ciel, à l'aide de formes représentant les objets et de symboles décrivant leur nature, à une échelle dont la fraction représentative est inférieure à 1:1. Les cartes utilisent généralement une projection déterminée et indiquent la direction d'orientation (ESRI, 2004).

La symbologie : Ensemble de conventions ou de règles qui définissent la manière dont les entités géographiques sont représentées par des symboles sur une carte. Les caractéristiques d'une entité peuvent influencer sur la taille, la couleur et la forme du symbole choisi.

Formats de carte : Généralement, les cartes sont considérées comme ayant deux formats. Le premier s'applique aux cartes de référence générale telles que les cartes topographiques qui fournissent des informations indiquant la relation entre les différents éléments présentés. Le second s'applique aux cartes thématiques, qui contiennent des informations relatives à un ou à plusieurs thèmes particuliers, tels que l'occupation des sols, la population ou des statistiques relatives à la santé.

Analyse spatiale : Etude de la position et de la forme des entités géographiques, ainsi que des relations entre ces entités. L'analyse spatiale est utilisée pour effectuer des évaluations d'aptitude et des prévisions ; elle permet de mieux comprendre la position et la répartition des entités et phénomènes géographiques.

Couche : Ensemble de références à des sources de données, telles qu'une couverture, une classe d'entités de géodatabase, un raster, etc., qui définissent la manière dont les données doivent être affichées sur une carte. Les couches permettent également de définir d'autres propriétés, notamment les entités de la source de données à inclure, et peuvent être utilisées en entrée pour les outils de géotraitement. Les couches peuvent être stockées sous plusieurs formats.

Système de coordonnées : Structure de référence fixe superposée sur la surface d'une zone et permettant d'y désigner la position d'un point. Système de référence constitué d'un ensemble de points, lignes et/ou surfaces et d'un ensemble de règles permettant de définir les positions de points dans l'espace en deux ou trois dimensions. Le système de coordonnées cartésiennes

et les systèmes de coordonnées géographiques utilisés sur la surface de la terre sont des exemples courants de systèmes de coordonnées (ESRI, 2004).

II.1.4. Classification des échelles cartographiques

L'échelle d'une carte est l'inverse du rapport d'une distance et de sa représentation dont elle présente sous deux formes (Poidevin, 1998) :

- **L'échelle graphique**: ligne droite ou abaque matérialisant sur la carte, l'échelle numérique.
- **L'échelle numérique** : est le rapport d'une distance mesurée sur la carte et sa valeur réelle sur le terrain.

Une échelle de 1/5000 signifie que 1 cm sur la carte représente 5000 cm, soit 500 mètres (ou 0.5 kilomètre) sur le terrain. En d'autres termes, un objet sur la carte sera 5000 fois plus grand dans la réalité.

La notion d'échelle est très relative. Une carte à 1/5 000 est considérée à juste titre comme une carte à grande échelle. Pour tenter d'établir une convention, l'Institut Géographique National français (IGN), a mis en place une terminologie afin de classer les cartes selon leurs échelles. Il en résulte trois catégories :

- les cartes à moyenne échelle : de 1/25 000 à 1/100 000
- les cartes à petite échelle : de 1/100 000 à 1/500 000
- les cartes à très petite échelle : inférieure ou égale au 1/100 000

II.1.5. Les éléments cartographiques

Malgré leurs importances primordiales dans la carte (information), ils sont très souvent mal respecté dans les travaux scientifiques et/ou professionnels ce qui agit d'office sur la qualité des travaux pour les quelles ont été conçues (ESRI, 2004), (Figure 6).

Corps de la carte : La zone cartographiée principale. On peut afficher plusieurs images de la zone cartographiée principale au sein du document.

Titre : Il sert à indiquer au lecteur ce que représente la carte. Il est souvent représenté dans la mise en page sous forme de texte.

Légende : Enumère la symbologie utilisée sur la carte et ce qu'elle représente.

Echelle : Fournit aux lecteurs les informations dont ils ont besoin pour déterminer les distances.

Projection : Formule mathématique qui transforme les emplacements des entités de la surface courbe de la terre vers la surface plane d'une carte, le type de projection est souvent indiqué sur la carte pour aider les lecteurs à déterminer la précision des informations de mesure qu'ils déduisent de la carte.

Orientation : Elle est indiquée par une flèche du Nord. Une carte peut indiquer le Nord vrai et le Nord magnétique.

Source de données : Informations bibliographiques des données utilisées pour créer la carte. Les autres composants de la carte incluent (sans limitation) les dates, les images, les graticules ou les quadrillages, les rapports, les tables, les textes supplémentaires, les lignes idéales et le nom du créateur.

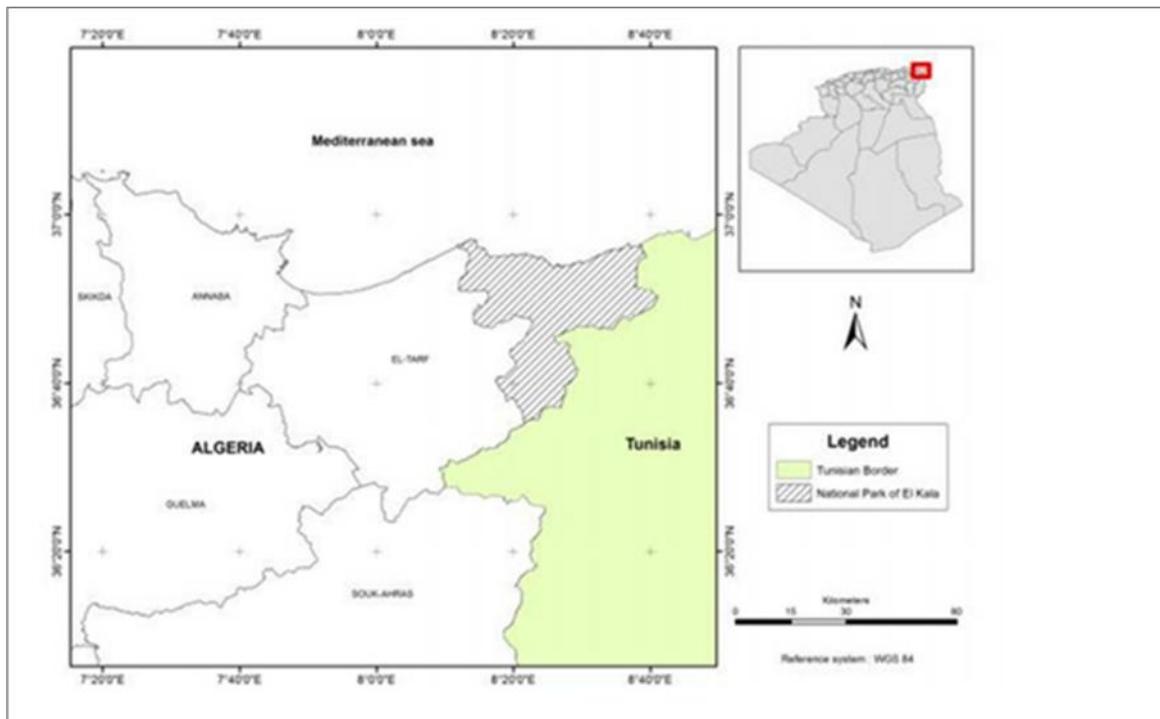


Figure 6 : Les différentes composantes d'une carte.

II.2. Systèmes d'information géographique (SIG)

II.2.1. Définition du SIG

De nombreuses définitions d'un système d'information géographique (SIG) existent. On ne retiendra que les définitions les plus simples, on peut se référer aux deux définitions suivantes :

Selon Berger et al. (2005), un SIG peut être défini comme un ensemble de coordonnées d'opérations généralement informatisées destinées à transcrire et à utiliser des données géographiques sur un même territoire. Ce dispositif vise particulièrement à combiner au mieux les différentes sources accessibles : bases de données, savoir-faire, capacité de traitement selon les applications demandées.

La seconde définition retenue est comme suit : Le SIG est l'ensemble des matériels et logiciels informatiques ainsi que des données géographiques avec lesquels les utilisateurs interagissent pour intégrer, analyser et visualiser les données, identifier les relations, les schémas et les tendances et trouver des solutions aux problèmes. Ce système est destiné à la capture, au stockage, à la mise à jour, à la manipulation, à l'analyse et à l'affichage des informations géographiques. Un SIG sert habituellement à représenter des cartes sous forme de couches de données qui peuvent être étudiées et utilisées à des fins d'analyse (ESRI, 2004).

Maguire et al. (1991), distinguent des périodes principales dans l'évolution des SIG comme le résume le tableau 5

Tableau 5: Principales étapes dans l'évolution des SIG.

Source Maguire et al. (1991).

Période	Evolution du SIG
Fin des années 1950	Début de l'informatique, premières cartographies automatiques.
Milieu des années 1970	Diffusion des outils de cartographie automatique /SIG dans les organismes d'État (armée, cadastre, services topographiques, ...)
Début des années 1980	Croissance du marché des logiciels, développements des applications sur PC, mise en réseau (bases de données).
Depuis les années 1990	Développement du webmapping avec plusieurs services cartographiques offerts sur internet et apparition de plusieurs outils libres ainsi que l'usage des technologies GPS.

II.2.2. Questions auxquelles peuvent répondre les SIG

Selon ESRI (2004), un SIG doit répondre à cinq questions, quel que soit le domaine d'application :

- ✓ Où : où se situe le domaine d'étude et quelle est son étendue géographique ?
- ✓ Quoi : quels objets peut-on trouver sur l'espace étudié ?
- ✓ Comment : comment les objets sont-ils répartis dans l'espace étudié, et quelles sont leurs relations ? C'est l'analyse spatiale.
- ✓ Quand : quel est l'âge d'un objet ou d'un phénomène ? C'est l'analyse temporelle.
- ✓ Et si : que se passerait-il s'il se produisait tel événement ?

II.2.3. Domaines d'application du SIG

Les domaines d'application des SIG sont aussi nombreux que variés. Habert (2000), donne une liste de ces principales applications :

- ✓ Tourisme (gestion des infrastructures, itinéraires touristiques)
- ✓ Marketing (localisation des clients, analyse du site)
- ✓ Planification urbaine (cadastre, voirie, réseaux assainissement)
- ✓ Protection civile (gestion et prévention des catastrophes)
- ✓ Transport (planification des transports urbains, optimisation d'itinéraires)
- ✓ Hydrologie
- ✓ Forêt (cartographie pour aménagement, gestion des coupes et sylviculture)
- ✓ Géologie (prospection minière)
- ✓ Biologie (études du déplacement des populations animales)
- ✓ Télécoms (implantation d'antennes pour les téléphones mobiles)

II.2.4. Les composants d'un SIG

Un SIG est constitué de cinq composants majeurs tels que présentés par la Figure 7.

II.2.4.1. Les matériels informatiques

Les SIG fonctionnent aujourd'hui sur une très large gamme d'ordinateurs des serveurs de données aux ordinateurs de bureaux connectés en réseau ou utilisés de façon autonome.

II.2.4.2. Les logiciels

Ils assurent les fonctions suivantes : saisie des informations géographiques sous forme numérique (Acquisition) ; gestion de base de données (Archivage) ; manipulation et interrogation des données géographiques (Analyse) ; mise en forme et visualisation (Affichage) ; représentation du monde réel (Abstraction) ; la prospective (Anticipation).

Selon la même source (ESRI, 2004), les logiciels qui sont utilisables dans le domaine des systèmes d'information géographique il y a : L'ARCGIS, MAPINFO, ENVIE, ERDAS, SURFER...

II.2.4.3. Les données

Les données sont certainement les composantes les plus importantes des SIG. Les données géographiques et les données tabulaires associées peuvent, soit être constituées en interne, soit acquises auprès de producteurs de données.

II.2.4.4. Les utilisateurs

Un SIG étant avant tout un outil, c'est son utilisation (et donc, son ou ses utilisateurs) qui permet d'en exploiter la quintessence. Les SIG s'adressent à une très grande communauté d'utilisateurs depuis ceux qui créent et maintiennent les systèmes, jusqu'aux personnes utilisant dans leur travail quotidien la dimension géographique. Avec l'avènement des SIG sur internet, la communauté des utilisateurs du SIG s'agrandit de façon importante chaque jour et il est raisonnable de penser qu'à brève échéance, nous serons tous à des niveaux différents des utilisateurs de SIG.

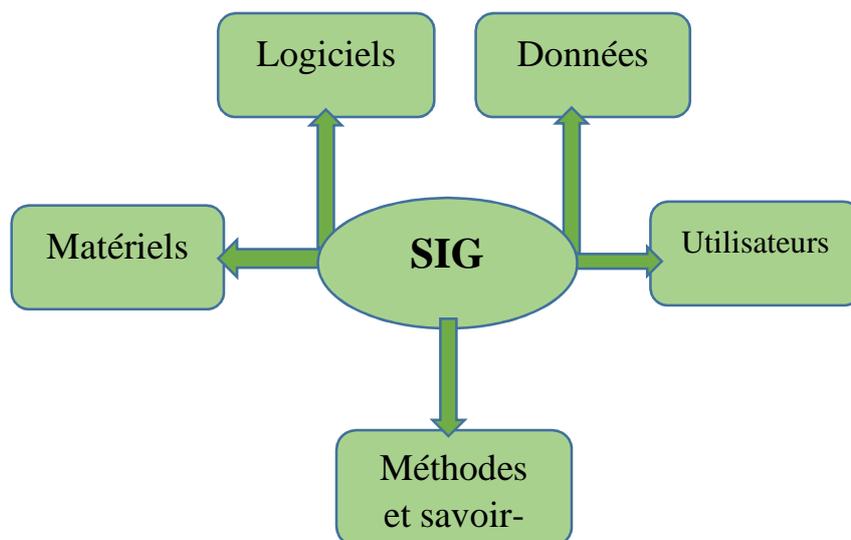


Figure 7. Les composants d'un SIG (Source : ESRI, 2004)

II.2.5. Les données géographiques (raster / vecteur)

Les systèmes d'information géographique exploitent deux différents types de modèles géographiques (IAAT, 2003) (Figure 8) :

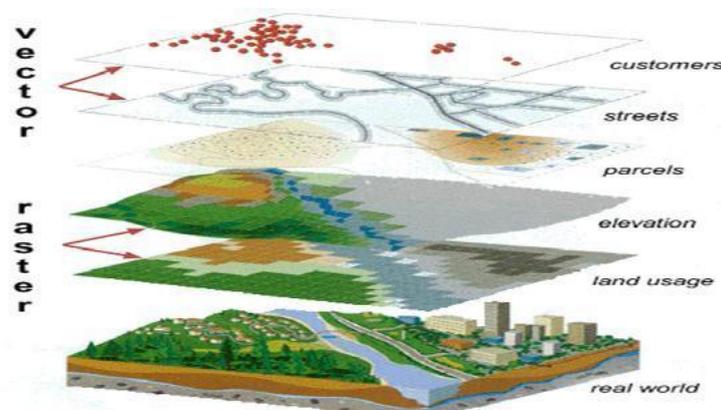


Figure 8. Deux différents types de modèles géographiques (Source : ESRI, 2004).

- Donnée « raster »

La donnée raster ou maillée donne une information en chaque point du territoire à partir d'appareil photo ou de caméra aéroportée (avion, ballon, ...) il est possible d'avoir de nombreux détails de la surface de la terre. Elle peut être scannée, numérique ou orthorectifiée (corrigée des déformations d'échelle) :

Plan scanné ou carte scannée : la carte scannée est un bon référentiel visuel car elle est souvent issue de carte papier destinée au grand public (plan cadastral, carte routière).

Image satellite : image issue de capteurs embarqués dans des satellites d'observation placés sur des orbites. Elle doit subir plusieurs traitements radiométriques et géométriques avant d'être utilisable dans un SIG.

Image satellite radar : image enregistrée par des capteurs embarqués dans des satellites d'observation Elle représente la réponse du sol à l'onde envoyée par le capteur

- Donnée « vecteur »

Pour représenter les objets à la surface du globe, les SIG utilisent trois objets géométriques qui sont le point, la ligne et la surface.

Le point : l'objet le plus simple, il peut représenter à grande échelle des arbres, des bornes d'incendie, des collecteurs d'ordures, Mais à des échelles plus petites de type carte routière au 1/1 000 000ème, il représente une capitale régionale.

La ligne : la ligne représente les réseaux de communication, d'énergie, hydrographiques, d'assainissement, etc. Elle peut être fictive, en représentant l'axe d'une route, ou virtuelle en modélisant des flux d'information, d'argent,

La surface : elle peut matérialiser une entité abstraite comme la surface d'une commune ou des entités ayant une existence géographique comme une forêt, un lac, une zone bâtie, ...

II.2.6. Les volets d'un SIG

Un système d'information géographique (SIG) permet de gérer, d'analyser et d'afficher des Informations géographiques. Celles-ci sont représentées par une série de jeux de données géographiques qui modélisent la géographie à l'aide de structures de données génériques simples. De nombreux outils sont intégrés au SIG, afin de pouvoir travailler avec les données

géographiques. En outre, les utilisateurs disposent de plusieurs volets pour afficher et manipuler les informations géographiques (ESRI, 2004).

II.2.6.1. Le volet géodatabase : un SIG correspond à une base de données spatiales contenant des jeux de données qui représentent des informations géographiques selon un modèle de données SIG générique (entités, rasters, topologies, réseaux, etc.).

II.2.6.2. Le volet géovisualisation : un SIG est un ensemble de cartes intelligentes et de vues qui montrent des entités et leurs relations à la surface de la terre. Il est possible d'élaborer différentes vues cartographiques des informations géographiques sous-jacentes, qui s'utilisent comme des "fenêtres ouvertes sur la base de données" afin d'effectuer des requêtes, des analyses et de modifier les informations.

II.2.6.3. Le volet géotraitement : un SIG comprend des outils de transformation des informations qui produisent des jeux de données géographiques à partir des jeux de données existants. Les fonctions de géotraitement partent des informations contenues dans les jeux de données existants, appliquent des fonctions analytiques et écrivent les résultats dans de nouveaux jeux de données. Ces trois éléments ensemble constituent le noyau d'un système d'information géographique complet et sont utilisés à différents niveaux de toutes les applications SIG (Figure 9).

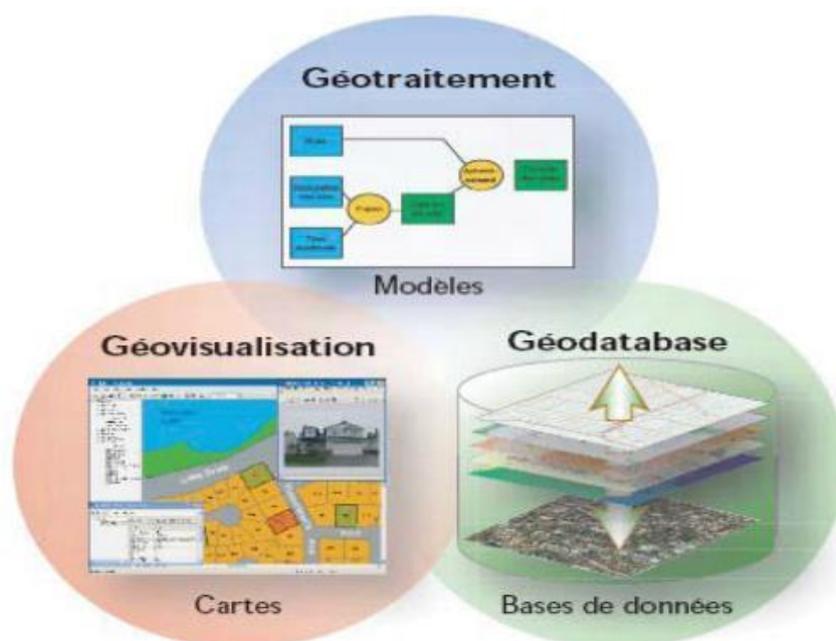


Figure 9. Les trois volets d'un SIG (Source : Esri, 2004)

II.3. Télédétection

II.3.1. Qu'est-ce que la télédétection ?

La télédétection renvoie aux activités d'enregistrement, d'observation et de perception (détection) des objets ou des évènements dans des endroits éloignés (à distance). Dans la télédétection, les capteurs ne sont pas en contact direct avec l'objet ou l'évènement observés. Plus précisément, la télédétection désigne la science et la technologie d'acquisition de l'information existante sur la surface terrestre (continents, océans) et l'atmosphère, en utilisant des capteurs fixés sur des aéroportés (avions, aérostat) ou sur les satellites (Weng, 2010).

On peut également trouver que la télédétection est définie comme la technique qui, par l'acquisition d'images, permet d'obtenir de l'information sur la surface de la terre sans contact direct avec celle-ci. La télédétection englobe tout le processus qui consiste à capter et à enregistrer l'énergie d'un rayonnement électromagnétique émis ou réfléchi, à traiter et à analyser l'information, pour ensuite mettre en application cette information (CCT, 2008).

D'une manière générale on distingue deux moyens de télédétection : 'active' et 'passive'. La Télédétection passive est l'enregistrement du rayonnement naturel, fourni par la lumière ou la chaleur, qu'il soit émis, réfléchi ou réfracté (ex : photographies aériennes) du paysage éclairé par la lumière du soleil ainsi que certaines images satellitaires comme SPOT, LANDSAT, IKONOS. La télédétection active est l'enregistrement du rayonnement que réfléchit l'objet ou le paysage illuminé par l'opérateur (ex: images radar).

II.3.2. L'application de télédétection pour l'étude de la végétation

Le champ d'application de la télédétection pour l'étude de la végétation est très vaste. Les Acquisitions ont été utilisées dans maintes études : description, identification et cartographie de la végétation et de l'occupation du sol, déforestation tropicale, photosynthèse et évapotranspiration, biomasse, productivité des systèmes agricoles, phénologie forestière, coupes et régénération, défoliation foliaire et dépérissement des couverts forestiers (Soudani, 2005).

Le principe de la télédétection pour l'étude de la végétation selon le CCT (2008), repose sur la chlorophylle qui absorbe fortement le rayonnement aux longueurs d'onde du rouge et du bleu, mais réfléchit le vert. Les scientifiques utilisent d'ailleurs l'infrarouge pour déterminer l'état de santé de la végétation (Figure 10).

D'après le CCT (2008), Les applications de la télédétection sont résumées dans les points

suivants:

- ✓ La mise à jour du couvert forestier.
- ✓ La surveillance de la diminution des ressources forestières.
- ✓ La mesure des propriétés biophysiques des forêts.
- ✓ La collecte d'informations sur les récoltes forestières.
- ✓ La mise à jour des inventaires pour la demande de coupe.
- ✓ Les types de forêts et l'identification des espèces.
- ✓ La densité de végétation.
- ✓ Les mesures de biomasse.
- ✓ La surveillance de la qualité et la santé des forêts.
- ✓ La surveillance de la diversité des forêts de la Terre.
- ✓ L'identification des dommages subit par les forêts.
- ✓ La cartographie des zones en feu ou brûlées.

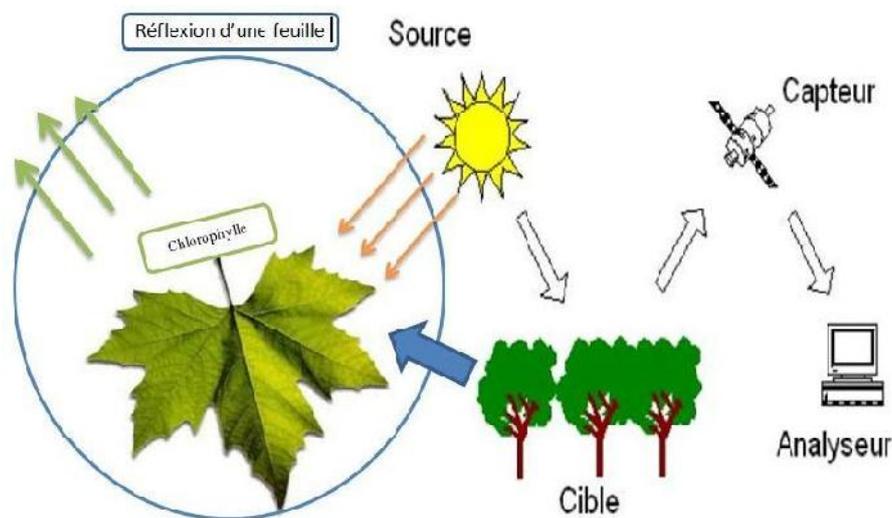


Figure 10. L'étude de la végétation par la télédétection (Source : ESRI, 2004)

II.3.3. L'imagerie satellitaire

II.3.3.1. Définition de l'imagerie satellite

Les images recueillies par les satellites d'observation sont, dans leur quasi-totalité, diffusées à la fois sous forme de reproductions photographiques et sous forme de données numériques. Cette seconde forme de diffusion est produite sur des supports magnétiques et elle bénéficie du

perfectionnement actuel de la technologie des matériels d'affichage et de visualisation en couleur, ainsi que de l'abondance des logiciels de traitement informatique qu'a notamment suscité l'implantation massive de la micro-informatique (Gérard, 1987).

II.3.3.2. Caractéristiques des images satellitaires

L'énergie électromagnétique peut être perçue de façon photographique ou de façon électronique ; le processus photographique utilise une réaction chimique sur une surface sensible à la lumière pour capter et enregistrer les variations d'énergie. Il est important, en télédétection, de distinguer les termes "image" et "photographie" ; une image est une représentation graphique, quel que soit la longueur d'onde ou le dispositif de télédétection qui a été utilisé pour capter et enregistrer l'énergie électromagnétique. Une photographie désigne spécifiquement toute image captée et enregistrée sur une pellicule photographique. Une photographie peut être présentée et affichée en format numérique en divisant l'image en petits morceaux, de taille et de formes égales, les **pixels**. La luminosité de chaque pixel est représentée par une **valeur numérique**. C'est exactement ce qui a été fait pour la photographie ci-dessous (Figure 11).

En effet, en appliquant les définitions présentées plus haut, il apparaît que l'image est vraiment une image numérique de la photographie originale ! Cette photographie a été numérisée et subdivisée en pixels. Chaque pixel a été doté d'une valeur représentant les différents niveaux de luminosité, l'ordinateur affiche chaque valeur numérique comme un niveau de luminosité. Les capteurs enregistrent alors électroniquement l'énergie en format numérique (en rangées de chiffres) (CCT, 2008).

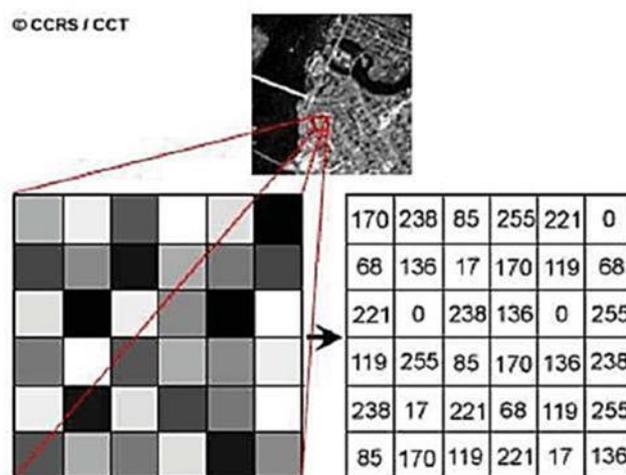


Figure 11. Représentation du principe de pixel (Source : CCT.2008)

II.3.3.3. Avantage des images satellitaires

Selon Guray (2008), l'imagerie satellitaire présente en plus de nombreux avantages par rapport aux autres sources d'observation du sol comme l'imagerie aérienne, les relevés de terrain et les cartes géographiques :

- **Elle est rapide** : le temps nécessaire pour obtenir les images satellitaires d'une région spécifique dépend exclusivement de la planification de l'orbite du satellite.
- **Elle est économique** : les images satellitaires ont une couverture très large.
- **Elle est universelle** : elle ne connaît pas de frontière géographique ou politique.
- **Elle est facilement mise à jour** : on peut renouveler l'information systématiquement avec des délais courts.
- **Elle est détaillée** : grâce à la sensibilité des capteurs à un très large spectre de la lumière on obtient des informations variées qui caractérisent l'occupation du sol.

II.3.4. Utilité des images satellites dans la foresterie

Nous pouvons citer les avantages suivants (ESRI, 2008) :

- Cartographie de la composition forestière
- Capacité à mesurer un ensemble de caractéristiques, telles que la surface totale et la surface terrière des forêts, la hauteur dominante du peuplement, le volume de bois, la croissance du peuplement, la productivité, la densité de végétation.
- Mise à jour des cartes topographique et l'occupation des sols
- Détection des risques d'incendie de forêts
- Fusion des données optiques et radar pour la cartographie forestière
- Détection des changements des étendues forestières dans le temps

II.3.5. Présentation générale des satellites utilisés dans la télédétection

Les satellites d'observation de la Terre varient selon leur type d'orbite, leur charge utile et, du point de vue des instruments d'imagerie, de la résolution spatiale des capteurs, de leurs caractéristiques spectrales et de la largeur de leur bande d'acquisition. Tous ces paramètres sont configurés au début de la phase de définition de la mission en fonction de l'application à laquelle est destiné le satellite (Int, 3).

La première étape d'un projet utilisant des données de télédétection selon Lassieur (2006), est de choisir le capteur qui convient le mieux à l'étude. Ce choix doit répondre à plusieurs conditions :

- Dans le cas d'une analyse multitemporelles, la période de « revisite », la disponibilité

des données d'archives et la continuité du programme doivent être considérées.

- L'emprise de chaque scène individuelle doit également correspondre à l'échelle de la zone à étudier. En effet, il est plus facile d'analyser une scène unique qu'une mosaïque de scènes.
- La résolution et les propriétés spectrales doivent permettre d'identifier le phénomène.

Tous ces paramètres doivent être combinés de façon à obtenir le meilleur compromis. De plus, le coût des images joue un rôle important dans la décision finale. La plupart des capteurs disponibles aujourd'hui ont la capacité d'acquérir des images dans différents modes spectraux.

II.3.6. Caractéristiques des satellites

Il existe plusieurs familles de satellites d'observation de la terre. Landsat, satellite américain lancé pour la première fois en 1972, Spot, satellite français lancé en 1986, Quick Bird, Ikonos et Alsat le satellite algérien.

Afin de choisir le capteur le plus adéquat, les caractéristiques des satellites, les plus couramment utilisés, ont été résumées dans (Tableau 6).

Tableau 6. Caractéristiques des satellites les plus couramment utilisés.

	Satellite or sensor name	Launch date	Average revisit period	Resolution			Average swath in Km
				Pan	VNIR	SWIR	
Medium Resolution	Aster (Terra)	12/15/99	16 days	None	15m	30m	60
	Landsat 7	04/15/99	16 days	15m	30m	30m	185
	Spot 5	05/04/02	26 days (variable)	10 up to 2.5m	10 up to 2.5m	None	120
High Resolution	Quick Bird II	10/18/01	1 to 3.5 days	0.6m	2.5m	None	16
	Ikonos II	09/24/99	3 days	1m	4m	None	11.3
	LISS (IRS)	10/17/03	24 days	6m	> 6m	None	24 to 140
	Orbview 3	06/26/03	1.5 days	1m	4m	None	8

Source : (SHORT, 2000)

La résolution des images numériques selon est définie par le nombre de pixels par millimètres ; en télédétection, on exprime la résolution des images par la taille de la zone couverte par un pixel. Chaque pixel de l'image correspond à une partie de la surface de la terre (Satellite Imaging Corporation, 2007), (Figure 12).

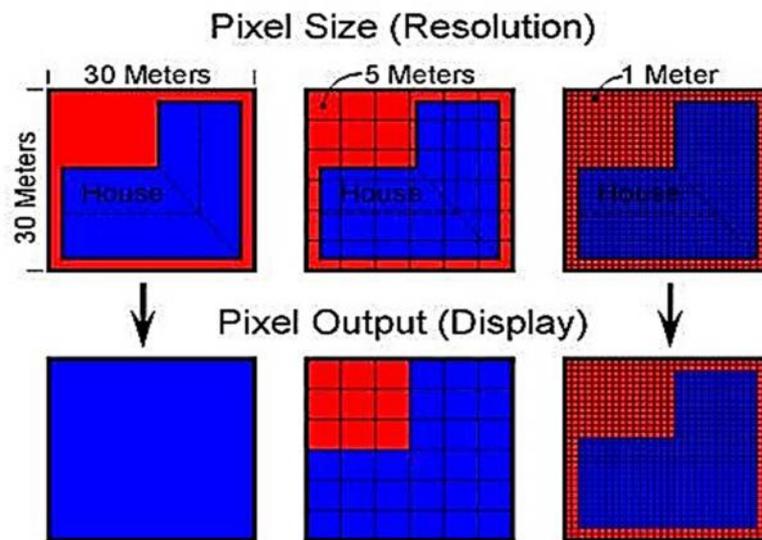


Figure 12. Schéma représentant la Résolution Spatiale
(Satellite Imaging Corporation, SIC, 2007)

La résolution des satellites d’observation de la terre les plus courants est donnée dans le tableau numéro 7.

Tableau 7. Résolution de quelques satellites. (Source : Bertrand, 2002).

Satellite	Capteur	Résolution-sol
Landsat	MSS	80m
Landsat	Thematic Mapper	30m
Spot	XS (multispectral)	20m
Spot	Panchromatique	10m
Ikonos	Multispectral	4m
Ikonos	Panchromatique	1m

II.4. Application de la cartographie

Le rôle de la cartographie n’a jamais été aussi indispensable de nos jours. La liste de l’utilisation des cartes est illimitée : activités liées à la surface de la Terre comme l’étude de l’occupation des terres, le cadastre, les prédictions météorologiques, la construction de routes, les mesures de prise de décision en cas d’urgence, l’aménagement forestier, la navigation, le tourisme...etc. Associée aux pouvoirs de la télédétection et SIG, la cartographie a la capacité de résoudre

plusieurs problèmes. Nous allons citer ici-bas deux exemples d'application des techniques de cartographie à l'aide de la télédétection et de l'outil SIG qui ont été utilisés lors de la réalisation de ce travail.

II.4.1. La cartographie des services écosystémiques

Avec le développement des techniques de télédétection et d'informations géographiques, il devient possible de couvrir de vastes territoires à différentes résolutions et échelles spatio-temporelles. Disposer d'information spatialisée est un enjeu majeur dans l'analyse de données relatives à l'état du milieu, à la biodiversité ou aux processus environnementaux. Malgré cela, et d'après Le Clec'h et al. (2014), moins de 5% des auteurs des soixante articles scientifiques identifiés sur *Web of Science* réalisent des spatialisations des SE, en utilisant plutôt des indicateurs de SE via des processus physiques pouvant être quantifiés et spatialisés contrairement aux services écosystémiques au sens stricte du mot (Par exemple, s'il est impossible de spatialiser le service de régulation du climat, il est possible d'en spatialiser quelques indicateurs tels que les stocks de carbone).

En réalité, il n'existe pas une méthodologie uniforme adoptée pour la cartographie des SE. Plusieurs groupes de chercheurs utilisent selon leur discipline (économistes, biologistes de la conservation, agronomes) des méthodes que nous allons développer plus bas. L'approche la plus courante pour la représentation spatiale des SE se base sur l'utilisation de variables de substitution (proxy) (Seppelt et al., 2011).

I.4.1. Pourquoi la cartographie des SE ?

Les cartes sont un moyen facile à utiliser (easy to go en anglais) qui contient en même temps un taux important d'informations utiles pour les gestionnaires dans l'aide à la décision dans les problématiques de développement durable, mais aussi un moyen pour l'information et la communication. Représenter les valeurs attribuées aux SE (quel que soit la méthode d'évaluation) a pris des dimensions considérables notamment grâce à l'intégration de l'outil SIG qui peut quantifier les valeurs attribuées aux services à des échelles différentes (locale, régionale ou globale). Il a également la capacité d'analyser plusieurs données propres à un ou plusieurs services en même temps, en plus de la relation de ses services avec d'autres paramètres sociétales ou économiques. Plus récemment encore, le SIG est souvent utilisé lors de la modélisation et la création d'un panel de scénarios, comme par exemple les répercussions de l'évolution de l'occupation/utilisation

des sols sur les SE sur une durée de vingt, trente, ou cinquante ans. Enfin, il a le pouvoir de représenter tous les résultats souhaités graphiquement (production de cartes).

Comme le résume Hauck et al. (2013), les cartes contribuent à l'identification des conflits et des synergies entre les SE ou entre les SE et l'utilisation des sols ; à l'identification des endroits où peuvent se poser des problèmes liés aux SE (menace sur la biodiversité ou sur un écosystème) et enfin, à l'identification des mesures politiques appropriées et à améliorer les prises de décision pour tout aménagement.

I.4.2. Méthodes utilisées pour la cartographie des SE

Malgré la diversité des méthodes d'évaluation et de cartographie des SE, la question « comment les spatialiser et les visualiser » reste un vrai challenge. Parmi les méthodes utilisées dans la littérature, on retrouve souvent les méthodes suivantes :

- Les méthodes basées sur les écosystèmes : Elles prennent en considération la présence d'un capital naturel dans un écosystème donné et sa capacité de produire des services (zone humide, forêt, etc...). Dans ce cas la cartographie est effectuée par délimitation d'entités spatiales répondant à une classification donnée. Burkhard et al. (2009, 2012) ont introduit une méthode basée sur l'occupation des sols, où les classes d'occupation définies par la classification européenne CORINE Land Cover (données d'occupation des sols à l'échelle européenne) ont été évaluées selon leur capacité de fournir des SE. D'autres auteurs ont adopté cette méthode, où ils ont combiné plusieurs classifications d'occupation de sol (européennes et nationales) avec des données satellitaires (Images LANDSAT, MODIS, etc...) pour évaluer les SE à l'échelle locale ou régionale, permettant ainsi l'acquisition de résultats plus fins (Egoh et al. 2009 ; Eigenbrod et al. 2010 ; Vihervaara et al. 2010 ; Kandziora et al., 2013).

- Les méthodes économiques : Elles sont, également, relativement utilisées. Au sein de celles-ci, les plus utilisées sont les transferts de bénéfices ; les coûts de remplacement ; coûts d'opportunité et l'attribution des prix sur le marché. Toutefois, ces méthodes présentent de fortes limites et sont critiquées car elles ne permettent pas de prendre en compte les processus sous-jacents et donc de connaître les facteurs de contrôle et donc d'agir par des politiques publiques (Le Clec'h et al., 2014).

Dans le cas de la cartographie des services culturels par exemple, plus précisément la récréation et l'écotourisme, quatre méthodes sont utilisées en général (Maes et al., 2012,

Nahuelhual et al.,2013):

- ✓ La cartographie des dépenses des touristes par unité de surface ;
- ✓ La cartographie du potentiel d'une région en matière aires récréatives, d'habitats naturels ou semi-naturels et de leur proximité (forêts péri-urbaines) ;
- ✓ La cartographie des intrants (recettes) issus de toutes les activités touristiques ;
- ✓ Cartographier les valeurs des activités récréatives et paysagères d'une région du point de vue des différentes parties prenantes (stakeholders).

En dépit de la panoplie des méthodes et des outils utilisés pour la cartographie des SE, la question de la définition de l'échelle reste l'une des plus pertinentes. Jusqu'à présent, il n'y a pas de règles définissant clairement laquelle utilisée et pour quel service ?

L'échelle pourrait être définie par l'étendue ou par la résolution : l'étendue correspond à la taille ou une dimension, par exemple, la taille d'une zone d'étude ou la durée de temps correspondante, quant à la résolution, elle se réfère à la précision utilisée lors des mesures effectuées. (De Groot et al., 2009). La notion d'échelle peut, donc, être appréhendée à différents niveaux : au niveau local (la pollinisation, fourniture de matériaux), au niveau national (ressources en eau d'un pays) ou international (cycle mondial de l'eau, production totale d'oxygène, conservation de la biodiversité mondiale). Elles varient, également, en fonction du temps : le cycle de l'eau et des éléments chimiques (oxygène, carbone, azote) s'établissent sur l'ensemble de la biosphère et sur des durées très longues (par exemple, le cycle du carbone dure 4 ans dans l'atmosphère, 11 ans dans la biosphère, 385 ans dans l'hydrosphère supérieure de 0 à 100 m de profondeur de l'océan, plus de 100.000 ans dans l'océan profond et quelques 200 millions d'années dans les roches de la lithosphère (UICN France, 2013). Malgré l'importance de cette notion, peu d'études l'ont prise en considération dans l'évaluation des SE. A cet effet, Portman (2013) souligne dans son « article-critique » la nécessité de trouver une méthode précise pour l'évaluation des SE qui dépasserait l'échelle locale (ou dans certains cas les unités paysagères) pour pouvoir l'intégrer dans les politiques gouvernementales de gestion durable.

II.4.2. Cartographie des changements d'occupation du sol

La définition donnée par la FAO (1994) pour désigner l'occupation du sol est : « la couverture biophysique de la surface des terres émergées » et donc le type d'usage (ou de non-usage) fait des terres par l'Homme. C'est une variable fondamentale pour la planification régionale ainsi que pour l'étude et la compréhension de l'environnement (Foody, 2002). Dans plusieurs régions du monde, elle connaît des changements rapides et considérables, surtout celles qui

connaissent une grande pression anthropogénique. Ces changements s'expriment à travers l'expansion urbaine dramatique, l'intensification de l'agriculture et l'exploitation des ressources forestières (Khaznadar et Fenni, 2015). Ils peuvent être détectés à l'échelle globale, nationale ou locale et se traduisent par une perturbation des paysages naturels et agissent sur la dynamique de la végétation ainsi que sur la configuration de l'occupation des sols et sur la biodiversité (Sitayeb et Benabdeli, 2008 ; Haines-Young, 2009). L'une des applications majeures de l'imagerie satellitaire est la détection des changements notamment dans le domaine de la foresterie et l'agriculture, grâce à la couverture répétitive à de courts intervalles et à la qualité consistante des images (Singh, 1989). Le concept de la détection des changements est basé sur la comparaison des différences sur des images satellites entre les réponses spectrales d'une même région entre deux dates différentes (Jensen, 1996). A cet effet, plusieurs techniques sont utilisées selon l'objectif de chaque étude, telles que la post-classification, l'analyse en composante principale, l'analyse de changement de vecteurs et le rationnement (Lillesand et al., 2008).

II.4.2.1. Les techniques de classification

L'objectif général des classifications est de traduire des informations spectrales en classes thématiques (d'occupation du sol, par exemple). La segmentation de l'image en classes thématiques est aussi appelée zonage. Deux types de méthodes de classification sont employés pour analyser les changements de milieu : la classification non supervisée et la classification supervisée. (Terras, 2011) décrit ces techniques comme suit :

✓ La **classification non supervisée** : elle est effectuée sans prise en compte de données de terrain. Il s'agit d'un découpage entièrement mathématique des données radiométriques en un nombre de classes définies. Il existe des algorithmes de classification, composés de plusieurs itérations, permettant de créer des regroupements de pixels ayant des signatures spectrales similaires. L'utilisateur procède ensuite à la reconnaissance des classes créées par l'algorithme en affectant un nom et une couleur à chaque classe. Un des algorithmes de classification non supervisée est appelé « agrégation autour des centres mobiles ou méthode ISODATA ».

✓ La **classification supervisée** : le principe de la classification supervisée est de regrouper les pixels à des classes thématiques, basées sur une connaissance préalable de la zone à étudier. Les classes sont définies sur la base de zones d'apprentissage, qui sont des échantillons représentatifs des classes (Fig. n°13). Cette méthode de classification comporte les étapes suivantes :

- **Définition de la légende** : choix des classes souhaitées suivant la problématique de recherche.
- **Sélection d'échantillons représentatifs** : pour chaque type d'occupation du sol, on identifie sur l'image des zones représentatives appelées échantillons, si possible, deux jeux d'échantillons sont définis des zones d'apprentissage, qui permettront de décrire les classes en termes de valeurs et des zones de test, qui serviront à la vérification de la classification.
- **Description des classes** : les classes sont décrites en termes de paramètres statistiques (valeur moyenne, minimum, maximum, variance, etc.) calculés à partir des zones.
- **Choix d'un algorithme de classification** : il faut ensuite choisir l'algorithme de classification et les règles de décisions appropriés. Les classifications sont basées sur des critères de distance ou de probabilité (maximum de vraisemblance, distance minimum, etc.).
A ce stade, il importe d'évaluer le contenu et la séparabilité des classes de manière visuelle, sur une représentation graphique des signatures spectrales (courbes de signatures, histogrammes, diagrammes à deux dimensions, etc.).
- **Lancement de la classification** : à ce stade, tous les pixels de l'image sont classés selon l'algorithme de classification choisi.
- **Evaluation de la classification** : le résultat de la classification est évalué en le comparant à des informations de référence qui peuvent être fournies par des zones test sélectionnées sur l'image, d'autre cartes ou images et des relevés de terrain. L'interprétation des données multispectrales s'effectue le plus souvent par une méthode statistique de classement par maximum de vraisemblance, méthode généralement considérée comme la plus satisfaisante.

II.4.2.2. Les indices de végétation

Dans les études relatives à la végétation, des indices ont été développés par les chercheurs pour faire ressortir les différences spectrales en se basant sur la forte absorption des végétaux (grâce à la chlorophylle) dans la longueur d'onde rouge et du proche-infrarouge du spectre électromagnétique (Singh, 1989). Parmi les indices les plus utilisés selon Feoli et al. (2003), le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). D'après Lillesand et al., (2008), le NDVI réduit d'une part les effets causés par les conditions de luminosité, de pente et de sol, de structure de la végétation, et d'autre part, il permet de mieux différencier les types de végétation et apporte des informations supplémentaires sur l'état du couvert végétal. Le NDVI est calculé selon la formule : $NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$, où : le NIR est la réponse d'un pixel donné dans le proche infra-rouge ($0,65\mu m$) et le R est la réponse dans le canal du

rouge (0,45 μ m) (Jensen, 1996).

Les indices NDVI indiquent la présence ou l'absence de la végétation et sa densité, et ils sont donc utiles en cas de comparaison d'information qualitative ou quantitative dans le cadre des études de changements dans l'occupation du sol, du moment que la végétation est le premier indicateur de l'occupation du sol (Alphan and Derse, 2013). Les indices NDVI indiquent la présence ou l'absence de la végétation et sa densité, et sont donc utiles en cas de comparaison d'information qualitative ou quantitative dans le cadre des études de changements dans l'occupation du sol, du moment que la végétation est le premier indicateur de l'occupation du sol (Alphan and Derse, 2013). La technique de soustraction d'images est l'une des méthodes les plus utilisées qui se base sur la soustraction des valeurs numériques des pixels appartenant à deux images satellites de dates différentes (Singh, 1989).

CHAPITRE III

MATERIEL ET METHODES

*«L'expérience ne se trompe jamais, ce sont
nos jugements qui se trompent.»*

Leonardo da Vinci

MATERIEL ET METHODES

III.1. Description de la zone d'étude

III.1.1. Cadre de l'étude

La zone d'étude concernée par notre travail est le Parc National d'El Kala (PNEK) située à l'extrême Nord-Est de l'Algérie (Figure 13). Le parc est considéré comme l'un des écosystèmes des plus variés et des plus impressionnants du Bassin Méditerranéen. Il inclut l'écosystème marin, côtier, forestier (forêt caduque et persistante) et lacustre. Il s'étend à travers le territoire de la wilaya d'El Tarf sur une superficie de près de 80 000 ha. Il a été créé en 1983 et a été désigné comme Réserve de Biosphère par l'UNESCO en 1990. Deux de ses lacs figurent sur la liste RAMSAR des zones humides d'importance internationale. Stevenson et al. (1988) a comparé son importance aux marais de la Camargue (France), au Parc National de Doñana (Espagne) et au lac Ichkeul (Tunisie) réunis. Le PNEK est limité à l'Est par la frontière algéro-tunisienne, au Nord par la mer Méditerranée, à l'Ouest par les plaines d'Annaba et au Sud par les montagnes de la Medjerda. Il inclut les communes de : Bouteldja, Ain El Assel, El Kala, El Aioun, Bougous, Souarekh, Roum El Souk et Zitouna.

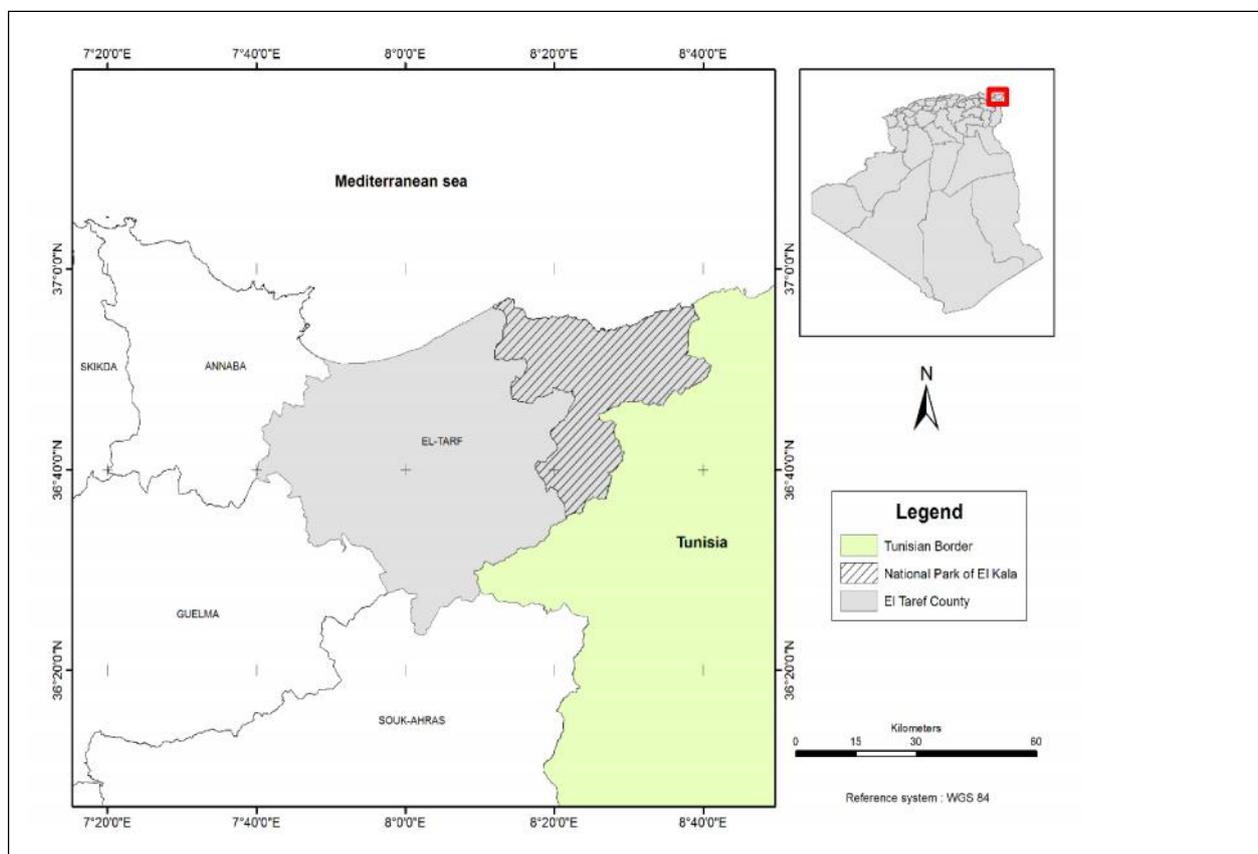


Fig.13. Situation géographique du Parc National d'El Kala (Khaznadar, 2015)

III.1.2. Composantes physiques du PNEK

La description du cadre physique du PNEK que nous allons donner ici est une synthèse de quelques documents et travaux réalisés précédemment, en particulier : l'étude d'actualisation du zonage du PNEK phase I (Direction du PNEK- CENEAP. 2011) ; les thèses de doctorat de: De Bélair (1990) ; Benyacoub (1993) et Djelloul (2014) ainsi que la thèse de magistère de Sarri (2009) et Oulmouhoub (2005). La description a toutefois été appuyée par notre propre travail, notamment la production des cartes d'altitude, de pente et d'exposition.

III.1.2.1. Relief

Le territoire du Parc national d'El-Kala est constitué de deux ensembles naturels correspondant à deux terrains géologiques nettement différenciés au Sud la barrière montagneuse marquée par les monts de la Kroumirie et les monts d'El-Kala où l'altitude est de 1200 mètres à El Ghorra, au Nord, l'altitude diminue progressivement pour donner naissance aux dépressions et plaines littorales parsemées de marécages et lacs donnant un paysage unique en son genre dans le bassin méditerranéen.

La barrière montagneuse est constituée d'un ensemble de montagnes à pente abrupte et d'une couverture forestière souvent en dégradation. Cette zone s'étale sur plus de 70 % du territoire et abrite d'importantes espèces végétales et animales. La couverture forestière existante est dominante. Le relief de cette zone est très accidenté marqué par un faciès argilo-gréseux d'âge Numidien à sous-sol imperméable favorisant l'écoulement de surface et développant un chevelu hydrographique très dense. Le pendage est important : 09% de pentes faibles, 11% moyennes et 80% fortes à très fortes, ce qui constitue exceptionnellement un paysage montagneux fortement disséqué par un réseau hydrographique dense (De Bélair, 1990). Cette barrière montagneuse constitue un véritable château d'eau alimentant les dépressions lacustres et les nappes aquifères au Nord. Les directions des lignes de crêtes sont approximativement orientées Ouest, Sud-Ouest – Est, Nord-Est, ont subi des phénomènes de torsion tectonique qui ont brutalement changé leur direction vers une orientation NNW-SSE. Des prolongements vers la mer de ce mouvement du relief sont observables aux Cap Rosa et Segleb. Cette barrière est marquée par un tapis végétal persistant de forêts de chêne lièges, oléastres, maquis... L'extraction du modèle numérique de terrain (Figure 14 a et b) (Digital Elevation Model en anglais : DEM) à partir des métadonnées de la NASA (Earth Explorer) nous a permis de produire la carte des altitudes, des pentes et des expositions (Figure 15 et 16 et 17 respectivement). Le processus sera expliqué dans la partie méthodologie.



Figure 14a. Modèle numérique de terrain du PNEK (MNT) en couleur

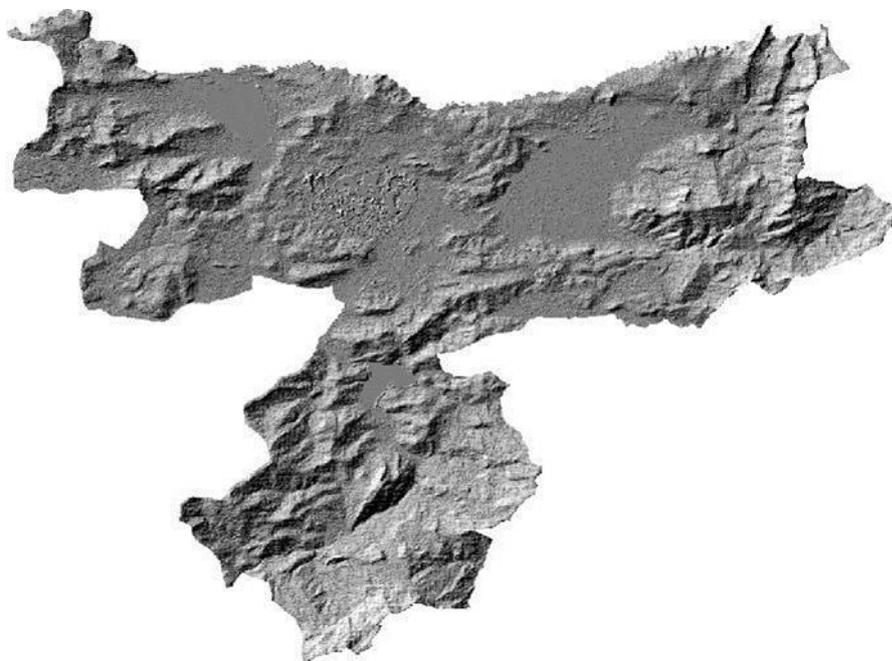


Figure 14b. Modèle numérique de terrain du PNEK (MNT) en ton de gris

III.1.2.2. Les sol

Les sols sont intimement liés à la nature du substrat géologique et au climat d'une part. D'autre part, à la présence ou à l'absence d'une hydromorphie, qu'elle soit permanente ou temporaire. En fonction de ces critères, les types de sols su PNEK sont du Nord au Sud :

✓ **L e s s o l s d u n a i r e s :**

- Sur la partie littorale, le profil est très comparable à un régosol avec un pH élevé et une teneur en matière organique faible.
- Sous cocciférales, le pH est faible, dû au lessivage des ions calcium et une faible teneur en matière organique avec apparition d'une litière, correspondant aux sols peu évolués et lessivés.
- Sur les dépressions et les parties inondées (hydromorphes), le profil présente un pH faible et une faible incorporation de la matière organique, ce qui donne une litière épaisse, ce qui donne la formation des tourbières de plusieurs mètres de profondeur.

✓ **L e s s o l s i n t e r - c o l l i n a i r e s**

Le profil présente un horizon B, cendrex et très lessivé, qui peut atteindre quelques mètres dans certains endroits, avec un pH acide.

✓ **L e s s o l s d e s m i l i e u x f o r e s t i e r s :**

Sous bonne couverture végétale, Chêne liège et Chêne zen, sur des terrains en pente et sur un matériel géologique homogène (grès et argile de Numidie), le profil présente un pH largement acide, une bonne humification des horizons supérieurs, avec une litière de type Mull ou Moder. Il présente les caractéristiques des sols bruns forestiers.

III.1.2.3. Géologie et géomorphologie

La chronologie de la région relève des terrains géologiques d'âges différents, allant du secondaire au quaternaire récent.

✓ **Le secondaire :** il afflue en plusieurs endroits surtout dans la forêt d'El Ghorra, le Cap Rosa, sur les rives Ouest du lac Tonga au lieu-dit Daia Zitouna et El Ayoune au lieu-dit Oued Djenane. Cet étage est caractérisé par des formations schisteuses plus ou moins argileuses de couleur bleue ardoise avec des passages calcaires et une microfaune d'âge Sénonien supérieur.

✓ **Le tertiaire :** il est caractérisé par des formations argileuses du type numidien, où on

les rencontres dans la zone basse des versants des Monts de la Cheffia au Sud de Bouteldja, dans les Monts de Béni Amar à Oum Tboul, dans le Cap Rosa et à Bougous. Au-dessus de ces argiles reposent les grès numidiens caractérisés par une granulométrie hétérométrique avec la présence de grains de quartz très consolidés, la couleur du grès varie du gris au jaune.

✓ Le **quaternaire** : les alluvions du quaternaire affluent en éboulis de pente, qui ne sont d'autre que le résultat des phénomènes successifs d'érosion, d'altération, de transport et de dépôt. Ce sont des éboulis à bloc de grès numidiens de quelques centimètres à quelques dizaines de centimètres de dimension.

Les alluvions des vallées sont étroitement liées au cours d'eau, d'où la distinction des alluvions des terrasses de Oued El Kébir, localisées dans la plaine d'El Tarf et de Bouteldja. Les alluvions de la haute terrasse, localisée principalement sur les hauteurs d'El Tarf, montrent des cailloux roulés, des blocs de grès numidiens, le tout enrobé dans une fraction fine de sable très riche en argile, qui semble provenir des massifs argilo-gréseux du numidien. Les alluvions de la moyenne terrasse se localise à El Tarf, Ain Assel, Oued El Hout, OumTboul et Bouteldja ; elles sont essentiellement constituées de cailloux roulés de sable fin et de limon recouvrant entièrement la surface. Les alluvions de la basse terrasse, se prolongent le long des rives de Oued El Kébir au niveau de la localité de Ain Assel, d'El Tarf et de Bouteldja, ainsi qu'au niveau de la plaine marécageuse d'Oum Tboul et de Oued El Hout.

III.1.2.4. Réseau hydrographique

- Les Oueds :

L'aire du Parc détermine deux grands ensembles de cours d'eau : L'Oued El-Kebir principal cours d'eau avec ses affluents comme Bougous, Balouta.... Il prend sa source dans les hautes montagnes de Bougous pour rejoindre la mer méditerranée après avoir parcouru plus de 100 Km à travers les montagnes et le domaine des plaines côtières dessinant de nombreux méandres vu la faible pente d'écoulement dans les plaines d'El-Tarf, de Bouteldja... . Ce cours d'eau a subi un aménagement en amont de la localité de Mexna par la réalisation de deux retenues Il s'agit du barrage de Mexna à la confluence de d'Oued Bougous et Balouta pour former Oued El Kebir en amont de la station hydrométrique du pont d'Ain Assel, retenue dont la capacité de stockage est de l'ordre de 60 millions de m³. Le second barrage est celui de Bougous à hauteur de la localité de Mjouda sur Oued Bougous, retenue d'eau d'une capacité de 60 millions de m³ jouant un double rôle de laminage d'eau (stockage) et

d'écroulement des crues violentes en amont de celui de Mexna. Cette retenue a été conçue vu le débit important d'Oued Bougous et la forte pente pouvant porter atteinte à la retenue de Mexna en aval.

- **Les Lacs** : cet écosystème est constitué par le complexe des zones humides qui sont représentées essentiellement par :

✓ **Le lac Tonga** : il occupe une vaste dépression côtière d'une superficie de 2600 ha et s'étend sur 7,5 km de long et 04 km de large, avec une profondeur moyenne de 1,5 à 2m. Ce lac est relié à la mer par le canal Messida, son bassin versant s'étend sur 155km².

✓ **Le lac Oubeira** : C'est une stagnation d'eau permanente d'environ 2200 ha, profond de 01 à 02 mètres au maximum comportant une lame de vase dépassant 50 cm d'épaisseur. Cette lame est le résultat de charriage de transport solide de particules argileuses. Son bassin versant couvre une superficie de 125 km².

✓ **Le Lac Mellah** : C'est une lagune marine en communication avec la mer par un chenal de 900 m de longueur. Sa liaison avec la mer peut s'interrompre en basses eaux (été). D'une profondeur maximale de 6 mètres et d'une profondeur moyenne de 2,5 m, sa superficie est de 860 ha.

✓ **Le lac Bleu** : Dépression inter dunaire sous forme de Garraa (Garaa Zerga), d'une superficie de 5 ha. Avec une altitude moyenne de 03 m le lac Bleu constitue l'affleurement de la nappe aquifère du chapelet du cordon dunaire littoral (Nappe de Mziraa/Boumalek). L'affleurement du plan d'eau en période d'étiage (été) constitue le bon équilibre d'interface eau salée/eau douce.

✓ **Le lac noir** : Le lac noir occupe une dépression dunaire en communication avec le niveau de la nappe phréatique (nappe du massif dunaire de Bouteldja), d'une superficie de 5 ha et d'une altitude moyenne de 35 m. Le lac est menacé par l'implantation de forages d'eau à destination d'Annaba dont il faut surveiller en permanence le débit pompé car une surexploitation peut faire disparaître le niveau d'eau et le lac s'en trouverait asséché.

- **Les sources** : Le Parc abrite aussi de nombreuses sources d'eau douce de très bonne qualité alimentant les collectivités et les douars. Il a été recensé plus de soixante (60) sources telles que Bourdim, Ain Bergouguaia, Ain Guasbaya, El-Bhaim Boumalek, Boulif, Ain Darrdara, Khanguet-Aoun, El-Hammam, Ain-Laiche, Ain-Melloul, Ain Sidi-Boutribicha Elles sont, soit des suintements de nappes perchées de faible importance dans les grés numidiens, soit des sources de débordement ou des sources topographiques issues des sables du cordon dunaire.

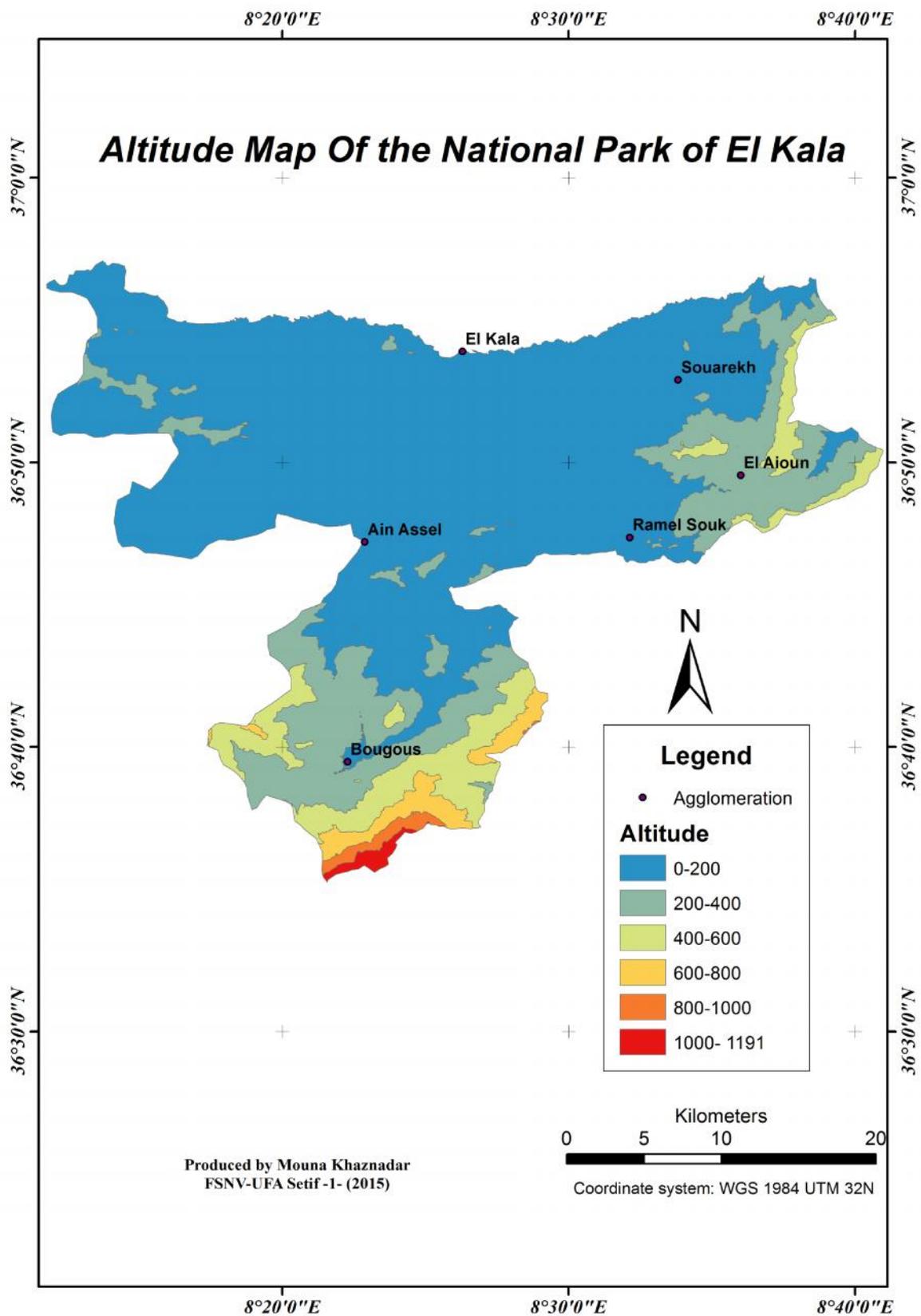


Figure 15. Carte des altitudes du PNEK

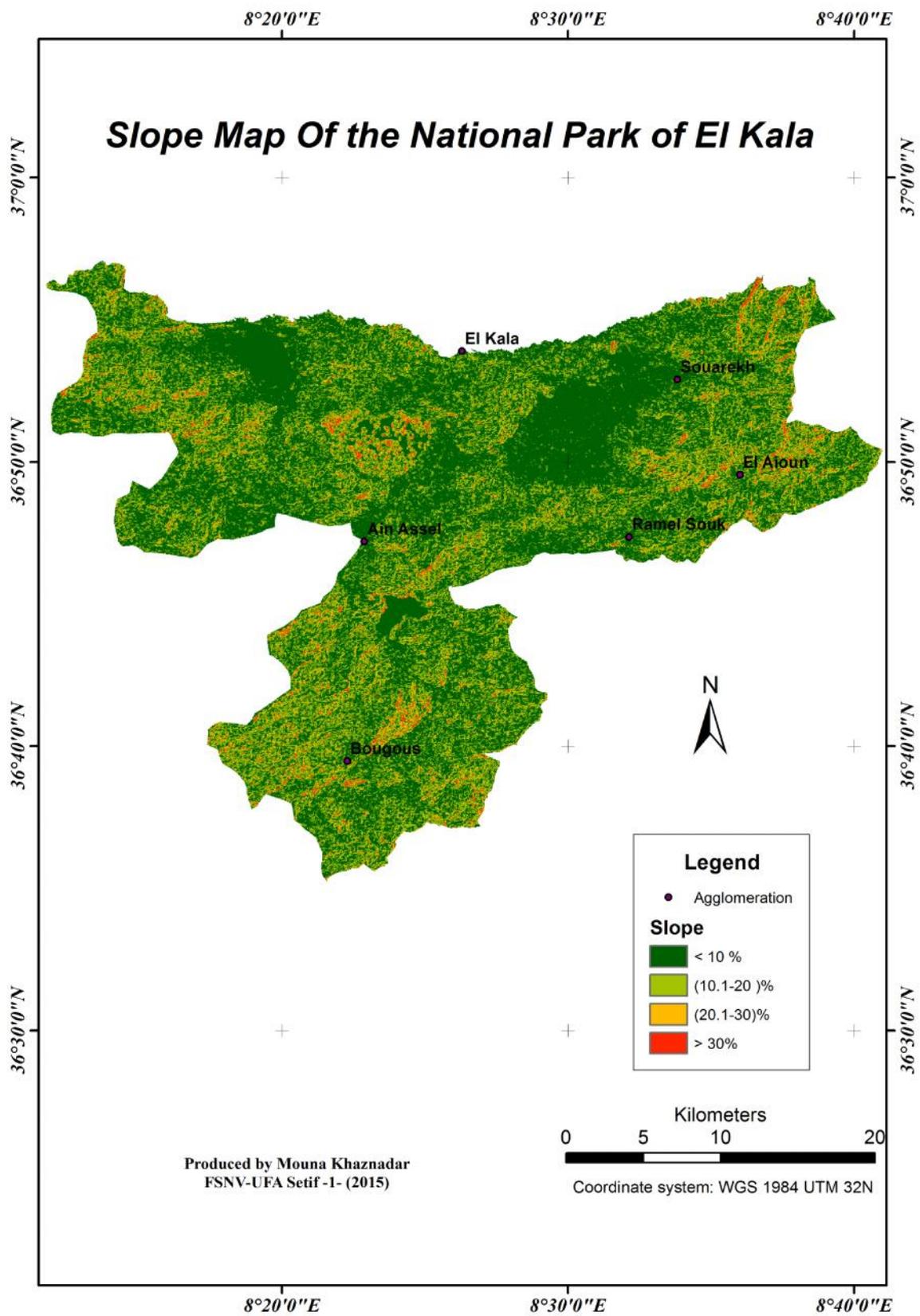


Figure 16. Carte des pentes du PNEK

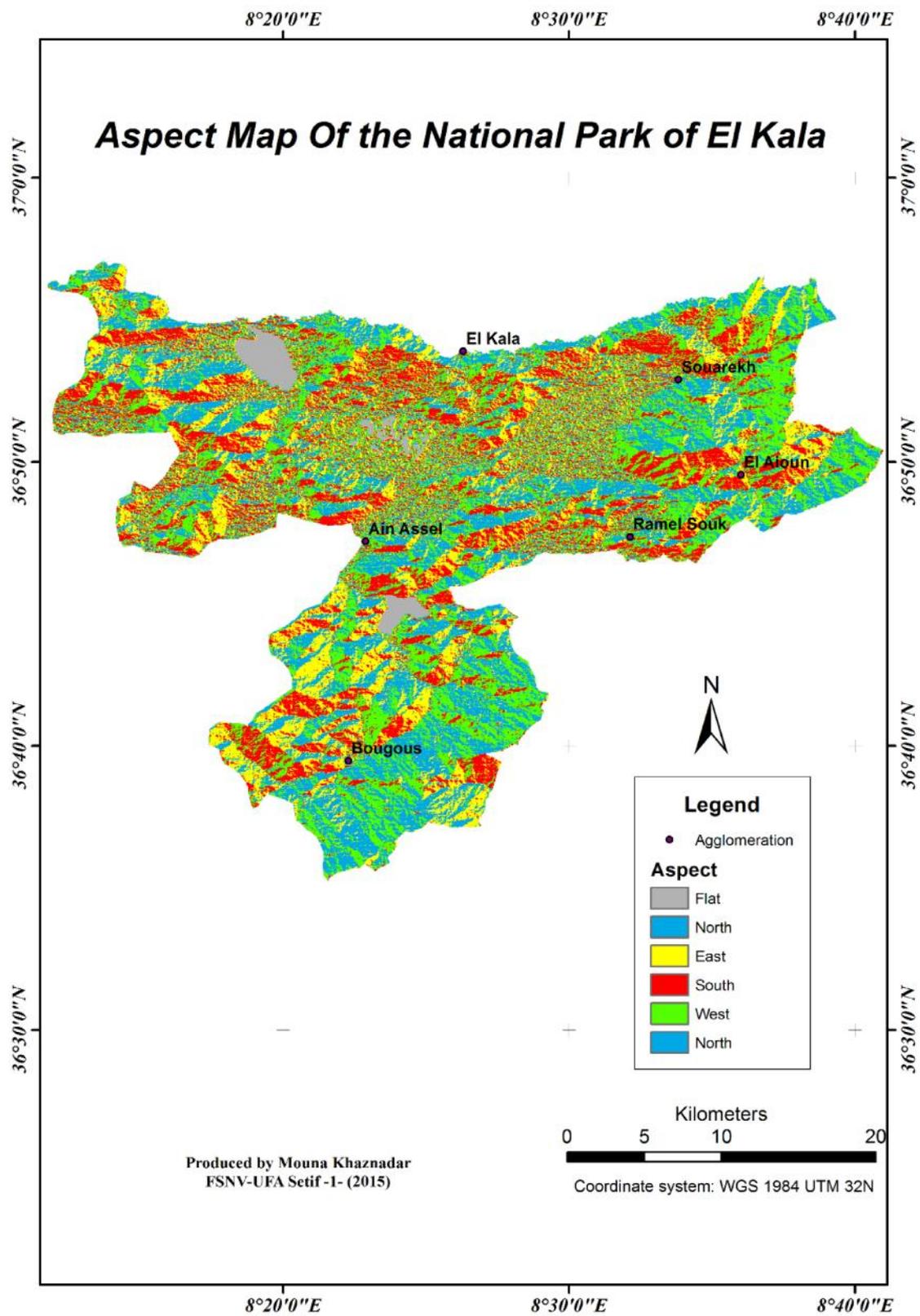


Figure 17. Carte des expositions du PNEK

III.1.2.5. Climat et bioclimat

Selon (Djelloul, 2014), qui a analysé les données climatiques de la station d'El Kala entre 2004 et 2010, la température moyenne annuelle est de l'ordre de 18°C. Le mois le plus chaud est le mois d'août avec une température moyenne maximale « M » de 30,9°C. Quant aux températures moyennes minimales « m », elles sont de l'ordre de 8,5 °C enregistrées au mois de janvier, mois le plus froid.

Toujours selon l'analyse de Djelloul (2014), elle montre nettement que la région n'est pas aussi bien arrosée qu'elle ne l'était pendant la période de SELTZER (1913-1938) où il a été enregistré une pluviométrie de 950mm, en comparaison à la période de (2004-2010) où il a été enregistré 818mm. Il apparaît que la saison pluvieuse s'étale approximativement du mois d'octobre au mois de mars. Les pics sont atteints au cours du mois de décembre, avec 130,50 mm pour la période (2004-2010). Le mois le plus sec reste le mois de juillet avec des valeurs ne dépassant guère la moyenne des 5mm.

Le Parc National d'El Kala, en présence des zones humides est considéré comme un site particulièrement humide, avec un taux d'humidité qui varie entre 67% et 76% pour la période 2004 - 2010, avec un pic au mois de décembre.

D'une manière générale la période hivernale se caractérise par des régimes de Nord et de Nord-Ouest forts avec une vitesse moyenne maximale de 4.38m/s enregistrée en janvier (période 2004-2010). En revanche, la période estivale se caractérise par des vents de Nord-Est et Sud ou Sud-Est chauds, où le sirocco souffle environ 14 jours par an.

Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (Figure 18) pour la période 2004-2010 où (P = 68,18mm et M = 30,90C° et m = 8,60 C°), montre que l'année est répartie en une saison sèche allant de la mi-mai à fin septembre et une saison humide allant du début octobre à fin avril.

Après application de la formule du quotient pluviométrique d'EMBERGER (Q2) spécifique au climat méditerranéen, et qui permet de situer une zone d'étude dans un étage bioclimatique, il en résulte une valeur égale à 154,80 pour la période de (2004 - 2010), ce dernier situe la région d'El Kala stricto sensu dans l'étage humide dans le climagramme d'EMBERGER. A titre indicatif, ce quotient tient compte des précipitations et des températures, il est déterminé comme suit :

$$Q = 2000 P / M^2 - m^2$$

Q : le quotient pluviométrique d'EMBERGER ;

P : Pluviométrie annuelle moyenne en millimètre ; M : Moyenne maximale du mois le plus chaud ;

m : Moyenne minimale du mois le plus froid.

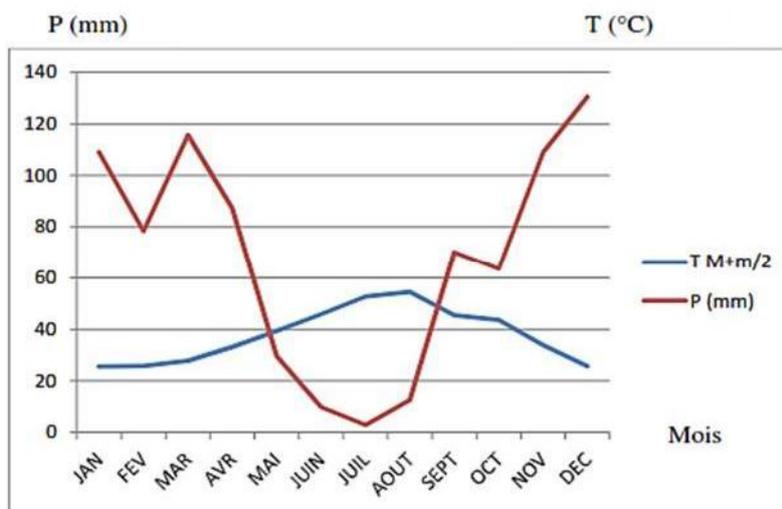


Figure 18. Diagramme ombrothermique de la région d'El Kala. (Source : Djelloul, 2014)

Toutefois, il est important de signaler que la région d'El Kala, au sens large, est considérée comme une vraie mosaïque d'étages bioclimatiques (De Belair, 1990). Selon Benyacoub (1993), les étages bioclimatiques caractérisant la zone d'étude du Nord au Sud sont comme suit :

- L'étage sub-humide à hiver chaud : au niveau de la mer, de la plaine alluviale, du cordon dunaire et des collines sub-littorales.
- L'étage humide à hiver chaud à tempéré : au niveau des collines basses méridionales, au-delà de la plaine alluviale.
- L'étage humide à hiver tempéré à frais : Plus au Sud, au-delà de 800 à 900 m d'altitude, dans les djebels Ghorra et Ain Fedden.

III.1.3. Composantes biotiques du PNEK

III.1.3.1. Patrimoine floristique

Riche d'environ 840 espèces, la flore se caractérise par un taux particulièrement élevé d'espèces endémiques, rares et très rares (De Bélair, 1990). Avec 231 espèces rares et très rares, appartenant à 62 familles et représentant plus du quart (27 %) de la flore du Parc, soit 15 % de

la flore rare à l'échelle nationale, cette flore présente une valeur patrimoniale élevée. Les familles présentant une richesse spécifique élevée en espèces rares sont indiquées dans le tableau 8.

Les forêts représentent un peu plus de la moitié (57%) des 305 000 hectares que compte la superficie de la wilaya d'El Tarf (174 000 hectares). Ceci met en évidence l'étendue de la couverture végétale et la place qui revient au secteur, qui s'en charge de la protection de la nature. Ce chiffre concerne toutes les formations végétales, aussi bien les forêts proprement dites que celles des pelouses qui bordent les zones humides ou couvrent les dunes littorales. Les chênes sont dominants. 2000 ha de chênes zéen couvrent les reliefs dans les secteurs au-delà de 800m d'altitude, le chêne-liège et sa forme dégradée, le maquis, se partagent équitablement quelques 130 000 ha. Les ripisylves, avec les peupliers, l'orme et le frêne, et les aulnaies se partagent aussi un peu plus de 3000 hectares.

Tableau 8. La richesse des familles représentant la flore du PNEK.

(Source : Benyacoub et al., 1998).

Famille	Nombre d'espèces
Apiacées	23
Fabacées	16
Astéracées	15
Poacées	15
Cypéracées	14
Brassicacées	12
Lamiacées	11
Caryophyllacées	10
Scrofulariacées	8
Orchidées	7
Onagracées	6

III.1.3.2. Patrimoine faunistique

La diversité des habits rencontrés au sein du parc a pour conséquence la présence d'une faune particulièrement riche et diversifiée. En effet, les principaux groupes systématiques y sont rencontrés, à savoir les mammifères, les oiseaux et les reptiles. Parmi ces différents groupes systématiques, ce sont incontestablement les oiseaux qui constituent la richesse faunistique la

plus spectaculaire du parc. 189 espèces d'oiseaux, dont 21 rapaces, 61 espèces sont protégées par le décret présidentiel du 20 Août 1983 complété le 17 janvier 1995 (Benyacoub et al., 1998). Ce chiffre constitue presque la moitié (46,78%) du nombre total d'espèces aviennes que compte le pays soit 404 espèces.

Concernant les mammifères, leurs effectifs ne cessent de régresser suite à l'action humaine destructive. Ils sont représentés par 37 espèces : 14 d'entre elles sont protégées par la loi et constituent de ce fait un patrimoine réel à préserver. Parmi ces espèces, le cerf de Barbarie constitue le mammifère le plus précieux de la région. Ce dernier, relique des grands cervidés africains, se trouve confiné dans les subéraies qui représentent son habitat idéal. Pour éviter son extinction définitive et assurer son élevage continu, une réserve cynégétique a été installée au sein de la réserve de Brabtia du PNEK. Quant aux reptiles, 3 espèces protégées sont signalées : la tortue grecque qui fréquente surtout les zones voisines des cours d'eau, la tortue clemmyde observée près du lac noir et le caméléon commun.

III.1.4. Patrimoine historique

L'existence de vestiges antiques prouve que la région d'El Kala est habitée depuis des millénaires. Au cours des siècles et à travers les différentes périodes de conquêtes, la vie socioéconomique de la région a connu des évolutions considérables, les vestiges romains et arabo-ottomans en sont les témoins. La concentration des sites historiques dans les zones montagneuses ou sur le littoral atteste de l'existence d'une activité agricole caractérisée principalement par la culture de l'olivier et d'une activité maritime basée sur la pêche du corail et le commerce. L'exploitation des lacs de la région, révélée par l'existence d'anciennes fermes autour du lac Oubeïra, ne s'est développée que pendant la période coloniale.

Les vestiges mégalithiques (dolmens et menhirs) sont localisés dans les massifs montagneux de Bougous et de Segleb. La disponibilité sur site de matériaux de construction (grès de Numidie), peut expliquer leur présence dans ces massifs. On retrouve la plupart des dolmens à Djebel El Ghorra. Les menhirs sont localisés du côté Sud Est de Bougous et de Segleb.

Les ruines romaines sont plutôt concentrées au niveau des piémonts (Mexa, El Tarf, El Aïoun, Aïn Assel) et sur le littoral (El Kala, Segleb, Cap Rosa). La présence d'oliviers sauvages (Zeboudj), de terres en friche et de pressoirs à huile (de grosses pierres creuses), de colonnes et d'amphores, sont souvent des traces de cette époque.

Les seuls vestiges phéniciens de la région sont ceux du Cap Segleb. Par ailleurs, le littoral est riche en vestiges qui datent de l'époque ottomane, ce sont les comptoirs commerciaux construits par les Français au cours du 16^e Siècle avec le Bastion de France de la vieille Calle, le Fort Moulin d'El-Kala et les ruines du comptoir commercial de Segleb.

Quant à l'état de conservation des sites archéologiques du PNEK, ces derniers sont abandonnés aux intempéries et à l'envahissement de la végétation. Ils sont aussi sujets à des actions de vandalisme et de destruction de la part des populations locales (construction de puits et habitations) et des collectivités locales (aménagement d'infrastructures de base).

Dans la région de Bougous, les populations riveraines utilisent les pierres des différents mégalithes pour construire leur maison.

Le Bastion de France de la vieille Calle est altéré à cause des aménagements du site en tant que station balnéaire, l'actuel parking a été construit sur l'ancien cimetière du Bastion.

Le peu d'intérêt accordé au patrimoine historique et le manque d'études sont des facteurs qui ont contribué à sa marginalisation. Pourtant, cette richesse pourrait offrir des potentialités certaines dans le secteur du tourisme. Une stratégie de conservation de ces sites devrait être engagée entre le Parc national et la direction du tourisme et de l'artisanat de la wilaya d'El Tarf, afin de sauvegarder ce patrimoine.

III.1.5. Le milieu humain

III.1.5.1. La population

La population du PNEK est estimée à 111 775 habitants, selon le recensement établi en 1995. Ceci correspond à une densité moyenne de l'ordre de 100 à 110 habitants / km². En l'absence de données récentes exactes, nous nous contenterons de dire que ce chiffre est sensé augmenter au cours des années 2000, environ 138 712 habitants ont été prévus pour l'année 1998, soit une densité de plus de 130 habitants / km².

La population urbaine s'élève à 61 181 habitants et la population rurale à 55 753 habitants, soit respectivement 52,3 et 47,7 % de sa population totale.

Le chômage ne cesse d'augmenter après la dissolution et la fermeture des entreprises économiques locales depuis 1995, le dernier chiffre estimé en 1998 indique que 30% de la population totale se trouvait en chômage.

Quant à la population active, elle est estimée à 24 % soit un nombre d'emploi équivalent

à 23300 habitants et se répartissant comme suit : 36%, soit 8500 emplois dans l'agriculture/forêts/pêches ; 4%, 900 dans l'industrie ; 17%, 3900 dans le bâtiment et les infrastructures ; 43%, 10000 dans l'administration, services divers.

III.1.5.2. Contexte socio-économique

✓ L'agriculture

La région d'étude est incontestablement à vocation agricole, c'est le secteur le plus pourvoyeur d'emplois permanents et saisonniers. Avec une S.A.T de 11 000 ha, l'agriculture occupe 14,5% du territoire du PNEK. Les céréales occupent la première place avec les cultures maraîchères ; viennent ensuite l'arboriculture fruitière, l'arachide et les cultures industrielles (tomate) ; le reste de la superficie est réparti entre les légumes secs et le tabac. Il faut signaler aussi que la jachère est devenue une pratique courante dans la région, elle a même tendance à s'étendre, vu le complément non négligeable de fourrages qu'elle apporte.

✓ L'élevage et le pastoralisme

Les systèmes d'élevage qui sont pratiqués au sein du PNEK ont une importance considérable pour l'économie rurale. 35% de la population totale trouvent leur source de revenus dans l'élevage. Dans les zones rurales, cette proportion passe à 50% et atteint 80% dans des régions comme Ramel Souk et Bougous. L'élevage, particulièrement celui des bovins, prend sur les plans économiques et écologiques des dimensions qui dépassent le cadre de la région d'étude.

✓ Pêche

El-Kala est le seul port de la zone considérée par l'étude et aussi de toute la wilaya d'El Tarf qui compte 90 km de côtes. Une centaine d'embarcations de pêche professionnelle est signalée, constituée de 10 chalutiers, de 20 sardiniers, de 60 petits métiers et d'une vingtaine de corailleurs dont quelques-uns sont réellement en activité.

III.2. Approche méthodologique

III.2.1. Matériel utilisé

L'élément empirique utilisé est sans doute le lot de cartes de la wilaya d'El Tarf au (1/50 000). Viennent ensuite les deux images satellites : Landsat 7, obtenue en mai 2002, et Landsat 8 en Juin 2013. Les deux images ont été obtenues à partir du site Earth explorer

de l'USGS (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Le modèle numérique de terrain (MNT) a été obtenu grâce au site de la NASA (<http://www.jpl.nasa.gov/srtm/>). Un GPS type Garmin E-Trex, paramétré sous une projection UTM- WGS 84. Nous avons également utilisé d'autres données statistiques fournies par les différentes directions de la Wilaya d'El Tarf (Conservation des forêts, Direction du PNEK, Direction de l'Environnement et APC d'El Tarf).

Concernant les logiciels, Nous avons utilisés l'ArcGis version 10.1 et l'ERDAS version 8.5, disponibles au laboratoire du département de Géographie et des Sciences de l'Environnement de l'Université de Reading (Royaume Uni).

III.2.2. Le prétraitement des images

L'ensemble des traitements numériques a été réalisé grâce au logiciel ArcGis 10.1, où un certain nombre d'étapes ont ponctué ce travail :

III.2.2.1. Composition colorée

Dans une image Landsat 7 en « vraies couleurs », on affecte aux bandes spectrales acquises dans les longueurs d'onde du bleu, du vert et du rouge, les trois couleurs primaires correspondantes. Le rouge est attribué à la bande rouge, le vert à la bande verte et le bleu à la bande bleue (combinaison 3,2,1). L'image résultante correspond donc exactement à ce qu'un observateur pourrait observer s'il se trouvait à bord d'un satellite. Si les bandes spectrales de l'image ne correspondent pas aux trois couleurs primaires, l'image qui en résulte est appelée une image en « fausses couleurs ». La combinaison dite « infrarouge fausses couleurs », où le rouge est associé à la bande proche IR, la couleur verte à la bande rouge et la couleur bleue à la bande verte (4,3,2), est très utilisée en télédétection car elle est tout à fait adaptée à l'étude de la végétation. Elle s'appuie sur les propriétés de la végétation qui réfléchit très fortement le rayonnement proche IR. Pour l'image Landsat 8, nous utilisons le même principe mais avec d'autre combinaison de bandes. Pour les vraies couleurs, on applique la combinaison 4,3,2. Et pour une image en infrarouge on applique : 5,4,3. Les différences de combinaisons sont dues aux caractéristiques des bandes de chaque satellite (Tableau 9), (Figure 19).

III.2.2.2. Corrections géométriques

Les deux images (Landsat 7 et Landsat 8) sont déjà corrigées géométriquement par le fournisseur (USGS), et géoréférencées dans le système de projection UTM.32 N. WGS 84. Cependant,

pour faire la comparaison entre les deux images, un co-géoreferencement s'impose (Griffiths, 1988).

Tableau 9. Comparaison des bandes des Satellite Landsat 7 (ETM+) et Landsat 8 (OLI TIRS). (Source : Roy et al. 2014).

Landsat 8		Landsat 7	
Band description (30 m native resolution unless otherwise denoted)	Wavelength (µm)	Band description (30 m native resolution unless otherwise denoted)	Wavelength (µm)
Band 1 – blue	0.43-0.45	Band 1 – blue	0.45-0.52
Band 2 – blue	0.45-0.51	Band 2 – green	0.52-0.60
Band 3 – green	0.53-0.59	Band 3 – red	0.63-0.69
Band 4 – red	0.64-0.67	Band 4 – near infrared	0.77-0.90
Band 5 – near infrared	0.85-0.88	Band 5 – shortwave infrared	1.55-1.75
Band 6 – shortwave infrared	1.57-1.65	Band 7 – shortwave infrared	2.09-2.35
Band 7 – shortwave infrared	2.11-2.29	Band 8 – panchromatic (15 m)	0.52-0.90
Band 8 – panchromatic (15 m)	0.50-0.68		
Band 9 – cirrus	1.36-1.38		
Band 10 – thermal Infrared (100 m)	10.60-11.19	Band 61 – thermal Infrared (60 m)	10.40-12.50 (high gain)
Band 11 – thermal Infrared (100 m)	11.50-12.51	Band 62 – thermal Infrared (60 m)	10.40-12.50 (low gain)

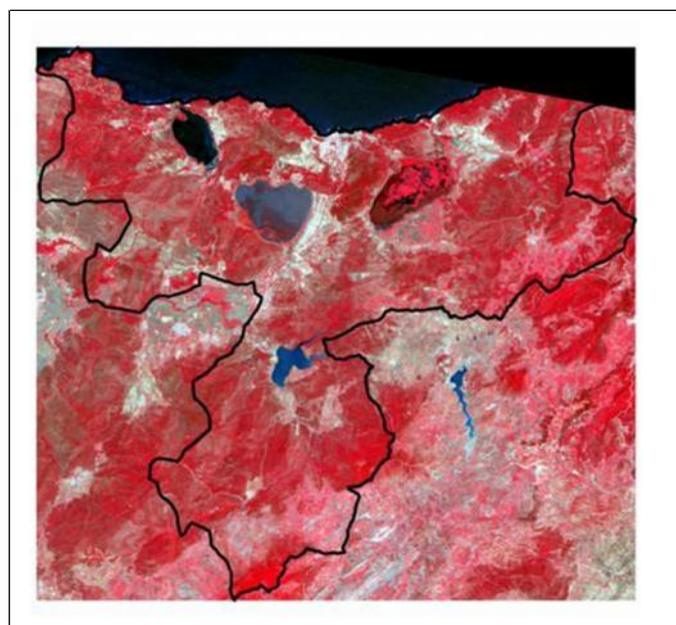


Figure 19. Composition colorée 'vraies couleurs' réalisée à partir des bandes 321 (à gauche), Infrarouge 'fausses couleurs' 432 (à droite)

L'image Landsat 7 a servi de base pour le calage (image-to-image) de l'image Landsat 8 en utilisant ArcGis. 12 points d'appui au sol (Ground control point : GCP en anglais) ont été générés en utilisant une transformation polynomiale de premier ordre et une interpolation bilinéaire pour la transformation de l'image.

III.2.2.3. Corrections radiométriques et atmosphériques

Les effets atmosphériques ont été corrigés et les images ont été radiométriquement normalisées selon le Cost (t) Model de Chavez, 1996). Comme cette démarche concerne beaucoup plus le calcul du NDVI, et comme ce dernier nécessite juste les bandes 3 et 4 pour l'image Landsat 7 et les bandes 4 et 5 pour l'image Landsat 8, les corrections atmosphériques n'ont été appliquées que sur ces bandes. Le tableau 10 expose les paramètres des corrections atmosphériques faites selon le modèle de Chavez (1988).

Tableau 10. Paramètres de corrections atmosphériques.

Band	L max	L min	Sun elevation (°)	Time	Date
Path/row	192/035	192/35	192/35	192/35	
3	0.620*	-5.620**	64.85	09:49	2002-05-25
4	0.639*	-5.740**	64.85	09:49	
4	9.8729	- 49.364	68.23	10:03	2013-06-16
5	5.991	- 29.954	68.23	10:03	

III.2.3. Le modèle numérique de terrain (MNT)

Le MNT, offre la possibilité de réaliser nos propres analyses de visibilité, l'analyse des pentes, la visualisation en 3D, l'analyse d'orientation des surfaces, la détermination des bassins versant et le réseau hydrographique du milieu étudié. Ainsi, plusieurs cartes de dérivation constituant des outils d'aide à l'analyse peuvent être créées (Berger et al., 2005).

III.2.4. Création du Triangular Irregular Network (TIN)

Une première carte de dérivation a été calculée sous ArcGis grâce à l'extension 3D Analyst : les TIN (Triangular Irregular Network). Le format TIN est une représentation vectorielle de surfaces performantes générées par une méthode de triangulation pouvant facilement être extraite de toutes données. Il permet de répondre à la plupart des applications en raison de son respect dans la précision des données ; il peut produire des fichiers vecteurs des pentes, isolignes et orientations. En conséquence, il est fréquemment utilisé pour l'affichage en 3 Dimensions de l'information topographique et pour la création d'animation en 3 Dimensions (ARCGIS User's Guide, 2011).

III.2.5. Création de la carte des pentes

Cette carte, dérivée du GRID, a été réalisée grâce à l'extension **Spatial Analyst** d'ArcGis. Les pentes en formats numériques sont créées en format GRID, pour ensuite être converti en format vectoriel (polygone).

III.2.6. Création de la carte d'exposition

Cette carte, elle aussi dérivée du GRID, a été réalisée de la même manière que la précédente. Chaque facette du relief est représentée par une couleur qui correspond à une orientation. Les classes d'expositions affichées sont définies par le système, mais il est possible de créer une couche où les expositions seraient reclassées.

III.2.7. Travail de terrain

Dans toutes études ou aménagements forestiers, il importe d'identifier le plus exactement possible l'originalité de l'habitat en place à l'échelle locale. Idéalement, les études doivent intégrer plusieurs bio-indicateurs mais, pour simplifier l'approche et être plus rapidement opérationnel, on admet que la végétation peut être un indicateur intéressant de la qualité de l'habitat (Bersier et Meyer, 1995, in Terras, 2011). Le recours à la notion de groupement végétal est très utilisé en foresterie car la composition floristique détermine beaucoup la structure et le fonctionnement des écosystèmes et l'on devrait en tenir compte pour la formulation d'actions spécifiques lors des aménagements. Par définition, le groupement végétal est une communauté végétale concrète dont on ne connaît pas encore la composition floristique, structurale et écologique qui permettrait de la situer dans un système phytosociologie, physiologique ou

phytoécologique (Evrard, 1968). Comme proposé par Gounot (1969), quand une aire paraît hétérogène, c'est souvent parce qu'elle comprend plusieurs milieux différents, étroitement imbriqués, qui constituent une mosaïque de plusieurs « éléments ». L'homogénéité structurale est définie essentiellement par rapport aux discontinuités pouvant être observées dans le plan horizontal de la communauté végétale.

Dans notre cas, nous avons adopté un plan d'échantillonnage de type subjectif pour analyser la végétation. Il s'agit de la forme la plus simple et la plus intuitive qui consiste à choisir comme échantillons des aires qui paraissent particulièrement homogènes et représentatives (Gounot, 1969). Quarante-trois (43) relevés ont été ainsi réalisés sur des aires homogènes du point de vue physionomique, floristique et écologique (Gounot, 1969 ; Guinochet, 1973).

Chaque relevé a été effectué sur une surface homogène d'environ 400m², en notant pour chaque relevé les premières espèces dominantes, et les coordonnées de chaque relevé ont été enregistrées grâce au système global de positionnement (GPS) avec une erreur théorique maximale de 6 mètres. La détermination des taxons a été faite à partir de la « Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales » de Quézel et Santa (1962-1963) (Annexes 3). Le travail de terrain a été réalisé entre 2008 et 2009, principalement au printemps pour maximiser le croisement avec le plus grand nombre d'espèces. Nous avons toutefois noté la présence des espèces rares et/endémique dans chaque relevé. La figure 18 représente la distribution spatiale des relevés à travers la zone du PNEK.

III.3. Méthodologie relative à l'évaluation des SE

III.3.1. Détermination des services écosystémiques

Nous avons choisi un service écosystémiques appartenant à chacune des quatre catégories selon le cadre du MEA (2005). Il s'agit de la biodiversité (maintien); stockage du carbone (régulation), récréation (culturel) et production de liège (approvisionnement). Ces services ont été largement étudiés dans la littérature (Chan et al. 2006; Egoh et al. 2009; Burkhard et al.2012; Nahuelhual et al. 2013). Le tableau 11 récapitule les indicateurs potentiels des SE retenus ainsi que la source de leur évaluation.

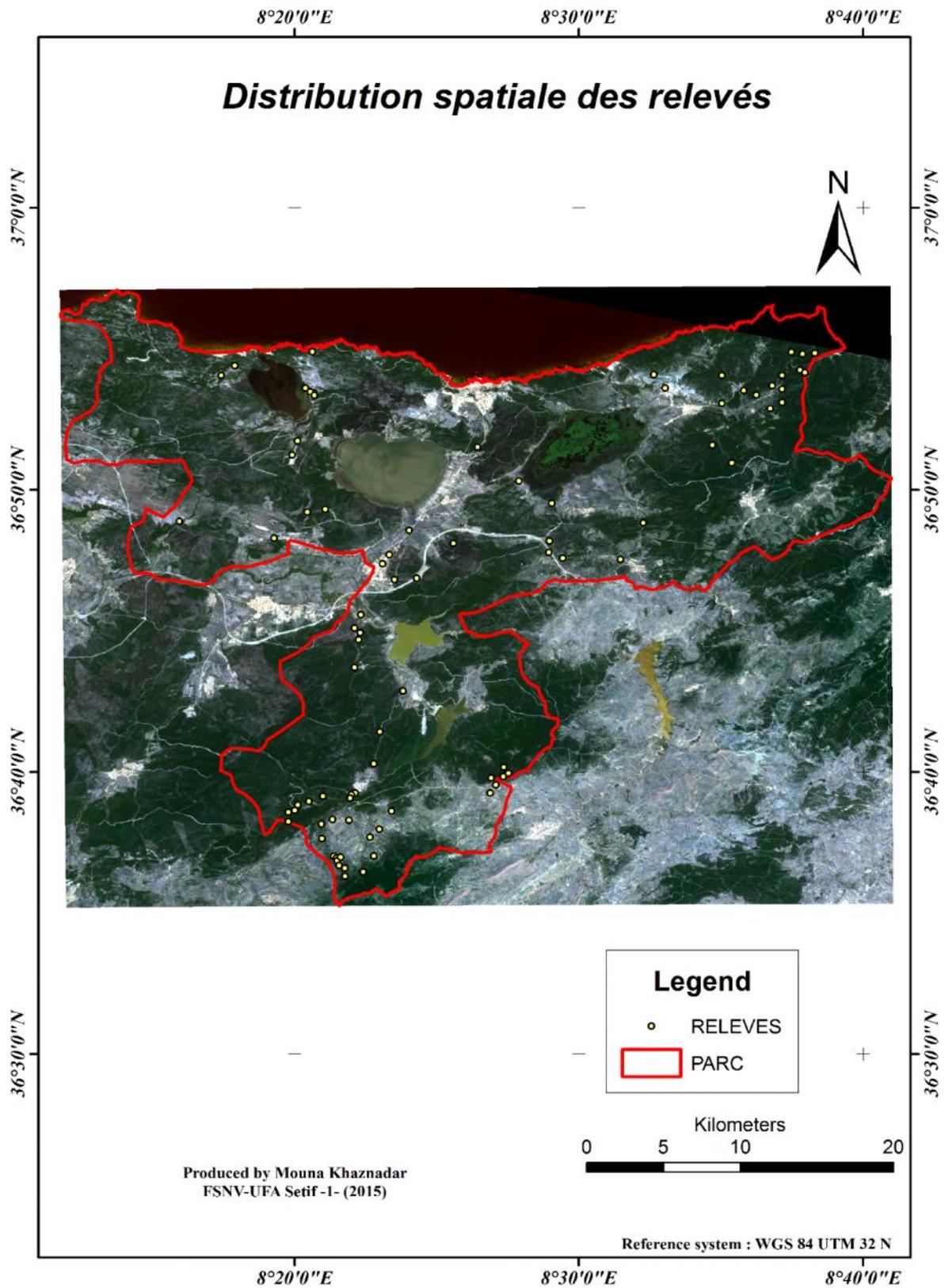


Figure 20. Distribution spatiale des relevés.

Tableau 11. Indicateurs potentiels des Services écosystémique du PNEK.

Ecosystem Service	Description	Potential indicator	Source
Biodiversity (Supporting)	Information on species, vegetation groups, habitats	Presence/absence of endemic plants and threatened plants	Field observation, national and IUCN Red List, various data.
Carbon storage (Regulating)	The capacity of soil to store carbon within different ecosystem types	Kg/m ³	Olson's Major World Ecosystem Complexes Ranked by Carbon in Live Vegetation, Zinke Worldwide Organic Soil Carbon
Recreation (Cultural)	Ecosystems that attract people for leisure and relaxation	Existing recreation areas with good public access	Infrastructures maps, data from the National Parc of El Kala Directorate.
Cork oak production (Provisioning)	Presence of potential cork oak (<i>Quercus suber</i>) forests and cork harvest	Q/ha/year	Forest Service of El Tarf.

III.3.2. Détermination des unités spatiales pour l'évaluation

Pour pouvoir évaluer les services retenus, nous avons effectué une classification supervisée de l'image satellite (Landsat 7), obtenu en mai 2002, et ce, afin d'en tirer la typologie des groupements végétaux de la zone d'étude. Le concept de typologie des stations même s'il n'est pas assez utilisé en Algérie, est largement exploité dans d'autres pays à tradition forestière. Il permet une vision et une description utile des formations forestières et surtout des peuplements en vue d'un aménagement rationnel et adapté (Terras, 2011).

La classification a été faite sous ERDAS et en utilisant l'algorithme Maximum likelihood classifier (De Carvalho et al. 2004). Les résultats ont été validés sur terrain et également à travers la matrice de confusion qui nous a donné une idée sur la précision de la classification.

III.3.3. Attribution des valeurs

Il est important de noter que dans notre travail, le terme valeur, ne réfère pas à des valeurs monétaires mais à des scores pour l'évaluation des SE. Cette approche basée sur l'estimation des capacités de chaque écosystème à fournir un service. Cette estimation hypothétique est dérivée suite à notre travail de terrain, nos investigations auprès des services des forêts et du parc, ainsi que de la littérature. Burkhard et al. (2012) ont utilisé la même méthodologie et ont trouvé que

Tableau 12. Assessment Matrix in the National Park of El Kala

Community types of the National Park of El Kala	Biodiversity	Carbon storage	Recreation	Cork production	Sum
Degraded maquis of <i>Quercus suber</i>	2	2	3	3	10
Eucalyptus and <i>Quercus suber</i>	1	3	2	1	7
Eucalyptus plantations	1	3	3	0	7
Forest of <i>Quercus faginea</i>	3	1	1	0	5
Garrigue of <i>Quercus coccifera</i>	2	2	1	0	5
High maquis of <i>Pinus pinaster</i>	1	3	2	0	6
High maquis of <i>Quercus suber</i>	3	2	3	3	11
Maquis of <i>Olea europaea</i> and <i>Pistacia lentiscus</i>	2	2	1	1	6
Mixed forest of <i>Quercus faginea</i> and <i>Alnus glutinosa</i>	3	1	2	0	6
Mixed forest of <i>Quercus suber</i> and <i>Quercus faginea</i>	3	2	1	2	8
Riparian forests	2	1	1	0	4
Sea	No Data	No Data	No Data	No Data	No Data
Water body1	No Data	No Data	No Data	No Data	No Data
Water body2	No Data	No Data	No Data	No Data	No Data
Water body 3	No Data	No Data	No Data	No Data	No Data
Annual crops	No Data	No Data	No Data	No Data	No Data
Fallows	No Data	No Data	No Data	No Data	No Data
Bare soil	No Data	No Data	No Data	No Data	No Data
Urban area	No Data	No Data	No Data	No Data	No Data

c'était une méthode assez pertinente et pourrai être utilisé avec succès dans des cas d'étude à une échelle régionale (Vihervaara et al. 2010; Burkhard et al. 2009).

Dans notre cas, nous avons attribué à chaque type d'écosystème prédéfini lors de la classification supervisée (carte des groupements végétaux) une valeur. Ces valeurs varient de 0= 0 valeur ; 1= bas ; 2= moyen ; 3= élevé ; et No data = pas de données. Pour avoir une meilleure idée sur l'ensemble des SE, nous avons calibré les valeurs en les additionnant. Les scores sont indiqués dans le tableau 12.

III.3.3.1. Valeurs pour la biodiversité

Mesurer la biodiversité est une tâche assez compliquée (Baral et al. 2009). Dans notre cas, pour évaluer ce service, nous nous sommes basés sur les données relatives à la présence d'espèces endémiques/rares ou protégées (JORA 1993), la liste rouge de l'UICN) et le travail récent de Yahy et al. (2012) sur "Identifying Important Plants Areas".

D'autres auteurs ont utilisé dans leurs travaux des données issues de bases de données globales ou locales. Par exemple, Willis et al. (2012) ont utilisé comme référence the Global Biodiversity Information Facility database (GBIF) pour effectuer des travaux sur le Parc Naturel du Tassilin'Ajjer. Ego et al. (2009) ont utilisé the South Africa's National Spatial Biodiversity Assessment (NSBA) pour étudier la biodiversité et SE en Afrique du Sud.

III.3.3.2. Valeurs pour le stockage de carbone

Dans ce cas, il a été difficile de trouver des données relatives aux taux de carbone stocké au sol ou dans les végétaux dans la région d'étude. Il n'y a pas eu de travaux relatifs à ce phénomène. Nous étions ainsi, obligés d'utiliser des données de quelques écosystèmes similaires, comme c'est le cas des études de Worldwide Organic Soil Carbon and Nitrogen Data (Zinke et al.1984), et Olson's Major World Ecosystem Complexes Ranked by Carbon in Live Vegetation (Olson et al. 1985). Les valeurs retenues sont exposées dans le tableau 13.

Tableau13. Soil carbon storage. Source : Zinke et al. (1984), Olson et al., (1985)

Ecosystem types	Soil carbon storage (Kg/m³)
Mediterranean scrub/wood/savannah	7.2
Warm broadleaf conifer mixed wood	4.5
Warm broad-leaved forest	23
Warm conifer forest	36.6

III.3.3.3. Valeurs pour les services récréatifs

Dans ce cas, nous avons également essayé de trouver des méthodes alternatives pour l'évaluation de ce service, vu le manque de données. Nous avons tenu compte, de l'accès aux aires de jeux, notamment la distance par rapport aux principales agglomérations et l'état des routes. Un autre critère d'évaluation est l'existence de sites archéologiques dans tel ou tel groupement végétal. Cela va donc augmenter le nombre de fréquentation touristiques et permettra à l'écosystème en question d'avoir un bon score.

III.3.3.4. Valeurs pour la production de liège

C'est le seul cas où nous disposons de données statistiques officielles. Celles-ci nous ont été données par la conservation des forêts de la wilaya d'El Tarf (Tableau 14). Les valeurs expriment la quantité de liège récoltée chaque année (Q/ha/an). Plus de 53.47% de la production du liège de la wilaya se trouve à l'intérieur de la zone du parc. A titre d'exemple, la production du liège était de 21.066 Q en 2009, 2010 et 2011, ce qui représente 83.47% de la production de toute la wilaya. Les plus grandes quantités de liège sont fournies par les forêts d'Oued Bougouss, Brabtia et Nehd. Ainsi, les écosystèmes avec une grande capacité de production de liège ont été attribués des scores élevés et ceux qui sont composés de vieilles futaies ou de forêts dégradées ont les scores les plus bas.

Tableau 14. Production de liège au PNEK (Q/ha). (Conservation des forêts El- Taref, 2013).

Forêt domaniale	Superficie du chêne liège (ha)	Production de liège (Q). (2009-2011)
Souarekh	4392	814
Nehd	1567	3282
02 lacs	1392	2298
Brabtia	5640	3558
Zitouna (partly)	7016	2322
Oued Bougouss	7167	7421
El Tarf (partly)	3965	845
El Kala	713	526
Total	31,852	21,066
Total Wilaya	59,563	25,257
%	53.47	83.4

III.3.4. Cartographie des SE

A partir de l'image Landsat 7, une carte de typologie des écosystèmes a été créée avec validation sur terrain. En utilisant les outils d'ArcGis (version 10.1), la seconde étape était de joindre la matrice des scores attribués aux SE avec le tableau d'attribution des types des écosystèmes. Le champ commun entre les deux était le type d'écosystème. C'est ainsi que plusieurs cartes ont été dérivées pour chacun des SE et dans chaque type d'écosystème.

III.4. Méthodologie relative à l'étude des changements de l'occupation de sol dans le PNEK.

Dans cette partie, nous allons décrire la méthodologie adoptée afin d'étudier les changements qui ont eu lieu entre deux dates différentes dans la zone d'étude et qui ont touché les écosystèmes existants. C'est au fait une étude diachronique comme utilisée dans la littérature francophone. Deux images satellites ont été utilisées à cet effet. En plus de l'image Landsat 7 de 2002, une seconde image plus récente a été traitée. Il s'agit de l'image Landsat 8 datant Juin 2013. Ces images ont été retenues à cause de la disponibilité des images mais aussi cela correspond à la période de développement phénologique maximum dans le type de climat de zone d'étude.

III.4.1. La création des indices de végétation (NDVI) et de la différence de l'NDVI

Plusieurs indices de végétation ont été développés afin de caractériser la réponse spectrale de la végétation et diminuer l'effet des facteurs perturbateur tel que le sol, la structure de la végétation et l'angle solaire. L'indice de végétation « Normalized Difference Vegetation Index » (NDVI), est déterminé à partir des réflectances planétaires dans les canaux rouges (autour de 0,45 μ m) et proche infrarouge (autour de 0,65 μ m) (Rouse et al., 1974, in Terras, 2011).

A partir des deux images Landsat initiales, des images NDVI ont été produites, toujours grâce aux algorithmes du logiciel ArcGis selon la formule $NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$. Cela nous a permis également de déduire des données statistiques (valeurs minimales et maximales du NDVI). Par la suite, une troisième image « l'image des différences des NDVI », (NDVI differencing image en anglais) a été produite par soustraction de l'image la plus récente (Landsat 8 de 2013) de l'image la plus ancienne (Landsat 7 de 2002). La fonction arithmétique de soustraction de l'ArcGis permet de comparer pixel par pixel les changements (de valeurs des pixels) qui ont eu lieu entre les deux images et donc les deux dates.

Pour savoir s'il y a eu un changement de la végétation (augmentation ou diminution) ou pas, nous avons appliqué plusieurs seuils en utilisant les histogrammes disponibles sur la fenêtre des propriétés de l'image en question (threshold technique). Selon Sinha and Kumar (2013), le seuil optimal qui doit être retenu est celui qui offre la meilleure précision lors de la comparaison pixel par pixel. L'évaluation de l'exactitude (Accuracy assesment en anglais) se fait à partir d'une matrice de confusion (error matrix) qui indique les agréments et les désagréments entre les ensembles des données. Des mesures telles que le pourcentage de classification correcte et le coefficient Kappa peuvent être dérivées des éléments d'une matrice de confusion, elles sont utilisées pour exprimer la précision d'une classification comme proposé par Fung and Le Drew (1988).

III.4.2. La création des cartes d'occupation de sol

La télédétection, à travers les images qu'elle procure, permet l'interprétation des caractéristiques spatiales de différents objets qui existent à la surface du sol. En effet, la création des cartes d'occupation de sol à partir des images multispectrales ou hyperspectrales est l'une des fonctions les plus utiles de la technologie de la télédétection (Halder et al., 2011). L'occupation des sols est en effet une description physique de l'espace et l'occupation bio-physique observée de la surface terrestre. Elle distingue plusieurs catégories comme les zones de végétation (arbres, buissons, champs, pelouses), les sols nus (même s'il s'agit d'un manque de couverture), les surfaces dures (roches, bâtiments), les surfaces humides et les plans d'eau (nappes et cours d'eau, zones inondables) (OPOCE, 2001).

Pour l'identification des différentes classes correspondant à l'occupation de sol de la zone d'étude de l'année 2002 (image Landsat 7) et 2013 (image Landsat 8), nous avons réalisé une classification non supervisée grâce à l'algorithme ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique) de l'ArcGis. Par défaut 25 classes ont été générées pour chacune des images, puis déclassifiées en 7 classes seulement, selon la similitude des classes, en se basant sur l'analyse visuelle des images et les caractéristiques spectrales des pixels alloués à chaque classe. Comme pour le NDVI differencing, une matrice d'erreur et des indices de pourcentage de classification correcte et le coefficient Kappa ont été effectués.

III.4.3. La détection des changements

Sur la base des cartes produites après application des deux classifications non supervisées, nous avons pu déceler les changements qui se sont passés dans chaque catégorie ou classe entre 2002 et 2013. En effet, les classes où il y a eu des changements présenteraient des statistiques très différentes comparativement aux classes où il n'y a pas eu de changement, et pourraient ainsi être déterminées (Mas, 1999). Pour avoir une idée sur la dynamique des sols, les superficies (en hectare et en pourcentage) de chacune des classes appartenant aux deux images ont été calculées et comparées. Le taux de changement entre les deux dates a été calculé également suivant la formule de Peng et al. (2008) : $K = ((U_b - U_a) / U_a) \times 1/T \times 100$, où K est le degré de dynamique de l'occupation de sol, U_b et U_a sont les superficies de la classe cible au début et à la fin de la période d'étude respectivement, T c'est la période d'étude (nombre d'années). Deux histogrammes de changements ont ainsi été produits, le premier relatif au changement des superficies entre les deux dates, le second concerne le taux de changement.

CHAPITRE IV
RESULTATS ET DISCUSSION

«On ne peut rien apprendre aux gens. On peut seulement les aider à découvrir qu'ils possèdent déjà en eux tout ce qui est à apprendre.»

Galilée

RESULTATS ET DISCUSSION

IV.1. Carte des groupements végétaux du PNEK

Le premier résultat de notre processus méthodologique consiste en la réalisation d'une carte de typologie des habitats du parc National d'El Kala (Figure 21) incluant les groupements végétaux existants. Dix-neuf (19) classes ont été dérivées à partir de la classification supervisée de l'image Landsat 7 datant de 2002 et validation des points de control sur terrain. Il s'agit des classes suivantes : Onze (11) groupements végétaux représentant : maquis dégradé de *Quercus suber* ; Forêt à *Eucalyptus* et *Quercus suber* ; Reboisement à *Eucalyptus* ; Forêt à *Quercus faginea* ; Garrigue à *Quercus coccifera*; Maquis haut à *Pinus pinaster* ; Maquis haut à *Quercus suber* ; Maquis à *Olea europaea* et *Pistacia lentiscus* ; Forêt mixte à *Quercus faginea* et *Alnus glutinosa* ; Forêt mixte à *Quercus suber* et *Quercus faginea* ; Rypisilve.

Concernant les autres types d'habitat, nous avons identifié quatre (4) classes de plans d'eau : plan d'eau salé (Lac Mellah) ; plan d'eau saumâtre (LacTonga) ; pland d'eau douce (lac Oubeira) et plan d'eau de mer. Les cinq (5) autres classes sont : Cultures ; Jachères ; Terrain nu et Zone urbaine.

IV.2. Résultats relatifs aux services écosystémiques

La matrice des services écosystémiques que nous avons créée (Tableau 12) montre que l'écosystème dominé par le chêne liège (*Quercus suber*) est celui qui détient les scores les plus élevés et fournit donc le plus de services écosystémiques. A l'opposé, les ripisylves, la garrigue à *Quercus coccifera* et la forêt à *Quercus faginea* ont les scores les plus faibles. La mention « No Data » signifie qu'il n'y a pas de valeur enregistrés dans l'écosystème concerné, ou l'écosystème n'est pas concerné par les services que nous avons retenus. C'est le cas des plans d'eau ; des cultures, des jachères, des terrains nus et zones urbaines.

Après avoir transféré les valeurs de la matrice sous un environnement GIS, nous avons pu obtenir une bonne visualisation de la répartition spatiale des services à travers la zone d'étude comme le démontre les cartes que nous avons élaborées (Figures 22, 23, 24, 25)

IV.2.1. Service biodiversité : La figure 22 indique que la valeur la plus élevée relative à la biodiversité se trouve au niveau des groupements végétaux dominés par : Forêt de *Quercus faginea*; Maquis haut à *Quercus suber*; Forêt mixte de *Quercus faginea* et *Alnus glutinosa*; Forêt mixte de *Quercus suber* et *Quercus faginea*.

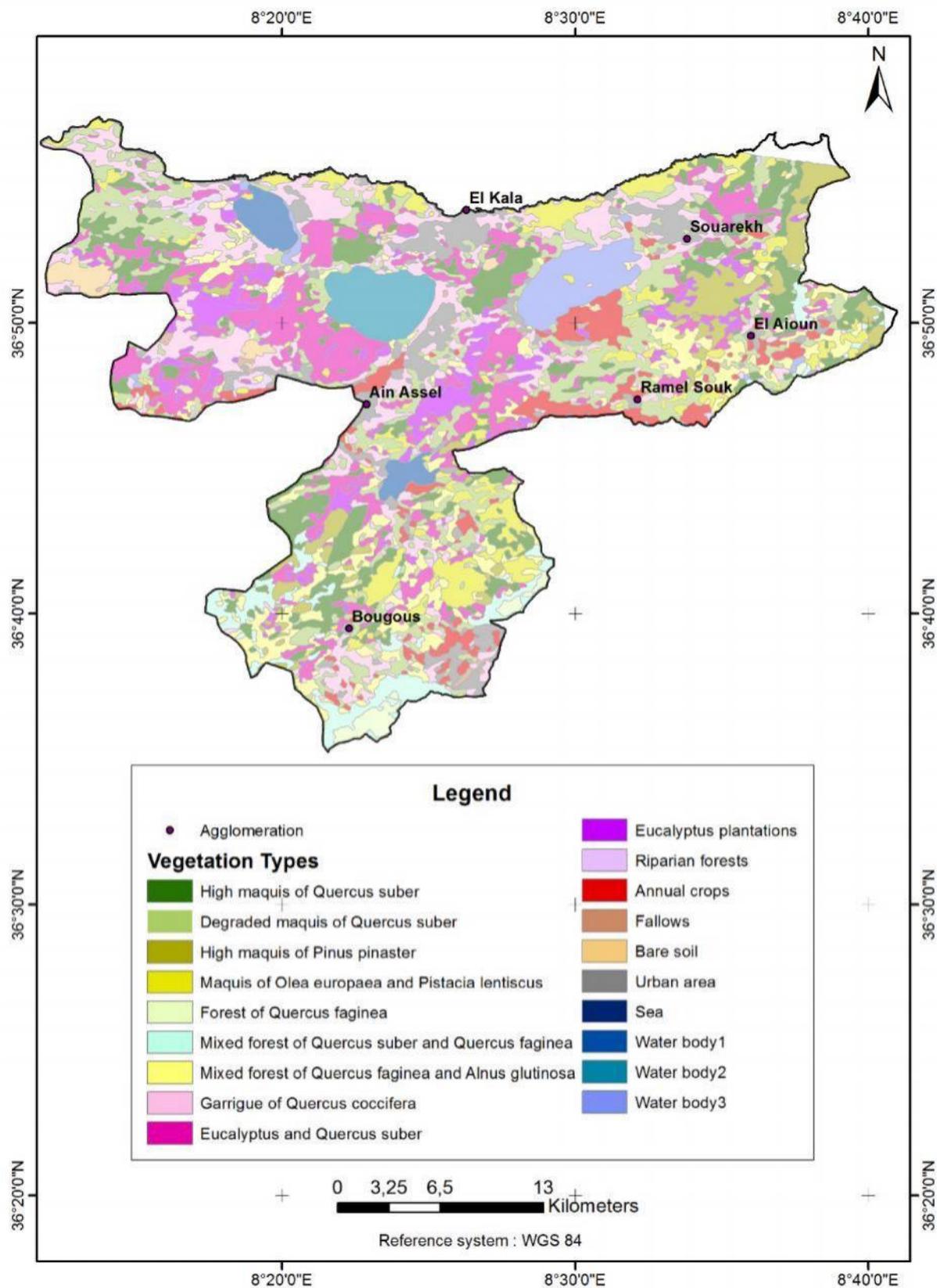


Figure 21. Carte de typologie des habitats du parc National d'El Kala

Le service « Biodiversité » est donc fourni par les groupements situés dans la partie Sud du parc et plus précisément dans la partie Sud-ouest ainsi que les deux extrémités Nord-est et Nord-Ouest.

Les maquis dégradés à *Quercus suber* ; la Garrigue de *Quercus coccifera*; Maquis à *Olea europaea* et *Pistacia lentiscus* et les ripisylves ont une valeur moyenne en terme de fourniture du service « biodiversité », et ce, tout au long de la zone côtière du parc.

Quant aux groupements végétaux dominés par les forêts d'Eucalyptus et *Quercus suber* ; Reboisement d'Eucalyptus ; Maquis haut à *Pinus pinaster*, ils ont la plus faible valeur en matière de « biodiversité ».

IV.2.2. Service stockage de carbone : Pour le second service qui est « le stockage de carbone », le tableau 13 et la figure 23 montrent que les valeurs les plus élevées sont concentrées au Nord et la partie centrale du parc. Ils sont affiliés aux groupements végétaux suivants : Maquis haut à *Pinus pinaster*, Forêt d' Eucalyptus et *Quercus suber* ; Reboisement d' Eucalyptus.

Les groupements ayant une valeur moyenne sont les suivants : Maquis dégradé de *Quercus suber*; Garrigue de *Quercus coccifera*; Maquis haut à *Quercus suber*; Maquis à *Olea europaea* et *Pistacia lentiscus*; Forêt mixte de *Quercus suber* et *Quercus faginea*.

Les forêts de *Quercus faginea*; Forêts mixtes de *Quercus faginea* et *Alnus glutinosa*; Ripisylves, qui se trouvent au Sud de la zone d'étude délivrent les valeurs les plus basses pour le « stockage du carbone ».

IV.2.3. Service de récréation : Le réseau routier, les principales agglomérations, les aires de jeu ainsi que les sites d'intérêt (archéologiques et touristiques) existants dans le périmètre du parc se trouvent dans la plus grande partie dans les groupements suivants : Maquis dégradé à *Quercus suber* ; Reboisement d' Eucalyptus ; Maquis haut de *Quercus suber* ont la plus grande capacité pour la fourniture du service « Récréation » et ont donc les valeurs les plus élevées. A l'opposé, le reste des groupements végétaux procurent qui sont loin des routes principales ou des agglomérations ont les plus faibles valeurs (Figure 24).

IV.2.4. Service production de liège : Le dernier service qui est « la production du liège », et à travers le tableau 14 et la figure 25, nous constatons que de facto, les groupements dominés par le chêne liège (*Quercus suber*) ont la plus grande capacité à fournir du liège et ont donc les plus grandes valeurs comme c'est le cas pour la forêt de Oued Bougouss. Ces groupements sont : Maquis haut à *Quercus suber* et Maquis dégradé à *Quercus suber*. Nous les rencontrons dans des parties différentes du parc.

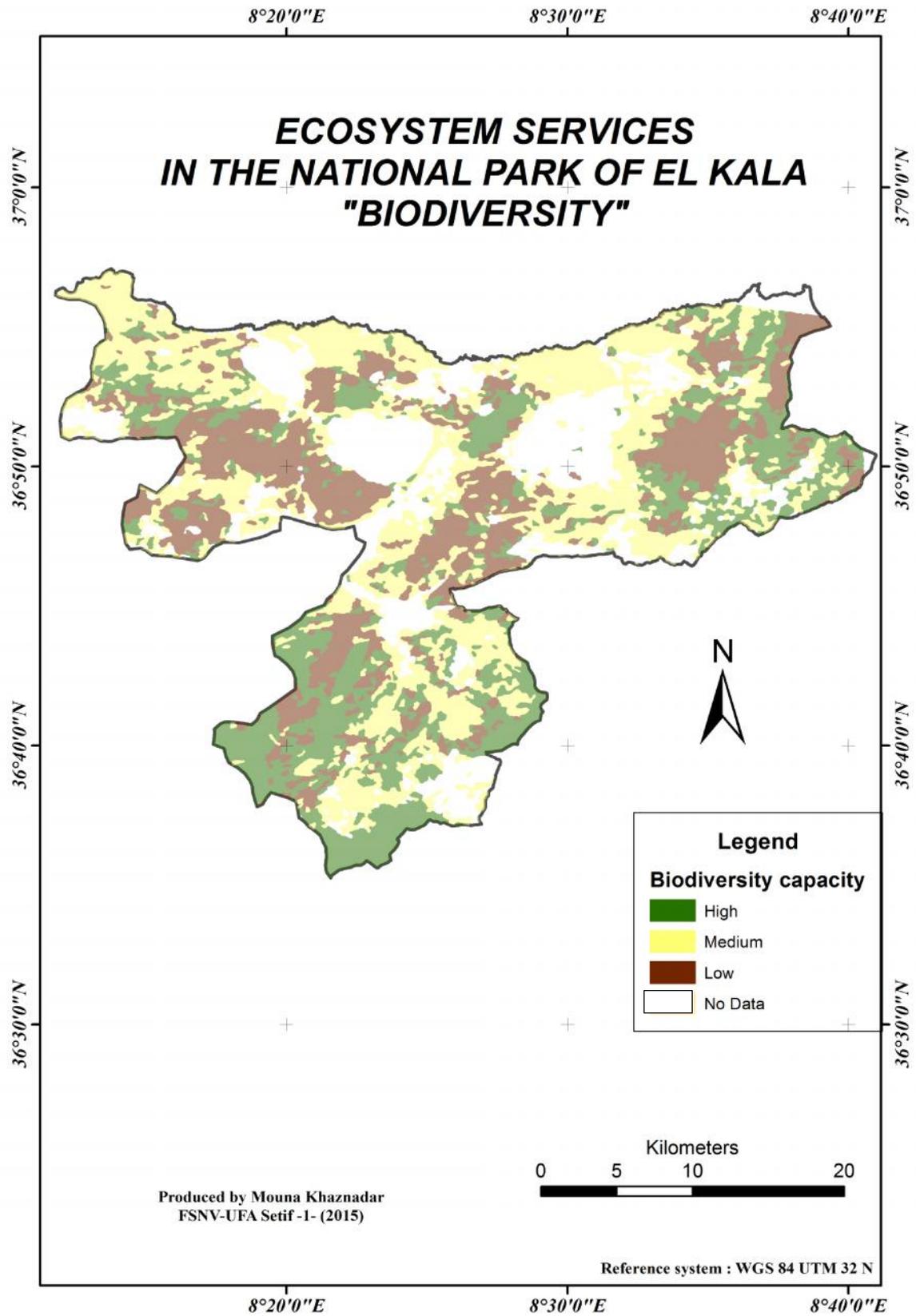


Figure 22. Carte du service de Biodiversité du parc National d'El Kala

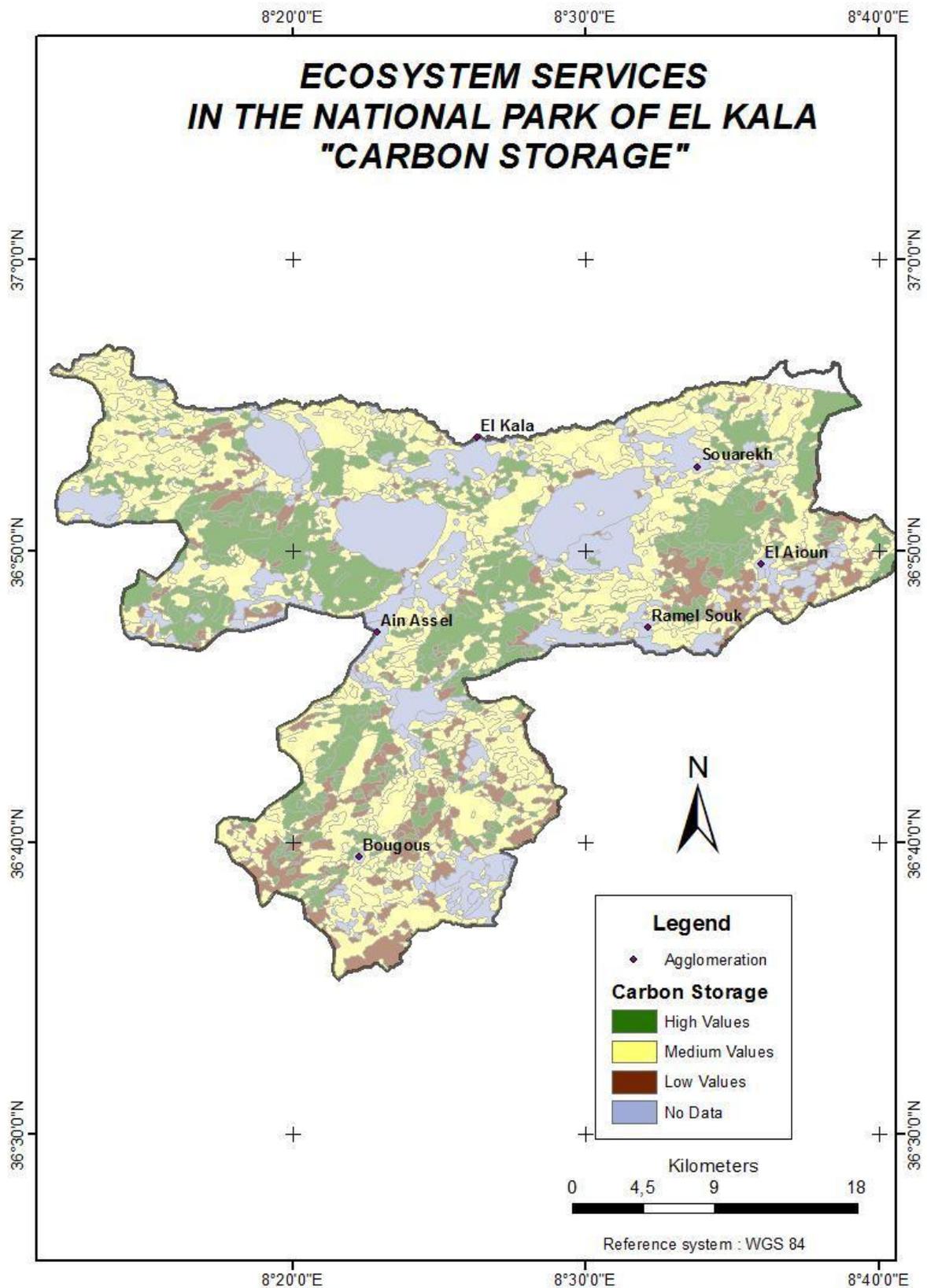


Figure 23. Carte du service de stockage de carbone du parc National d'El Kala

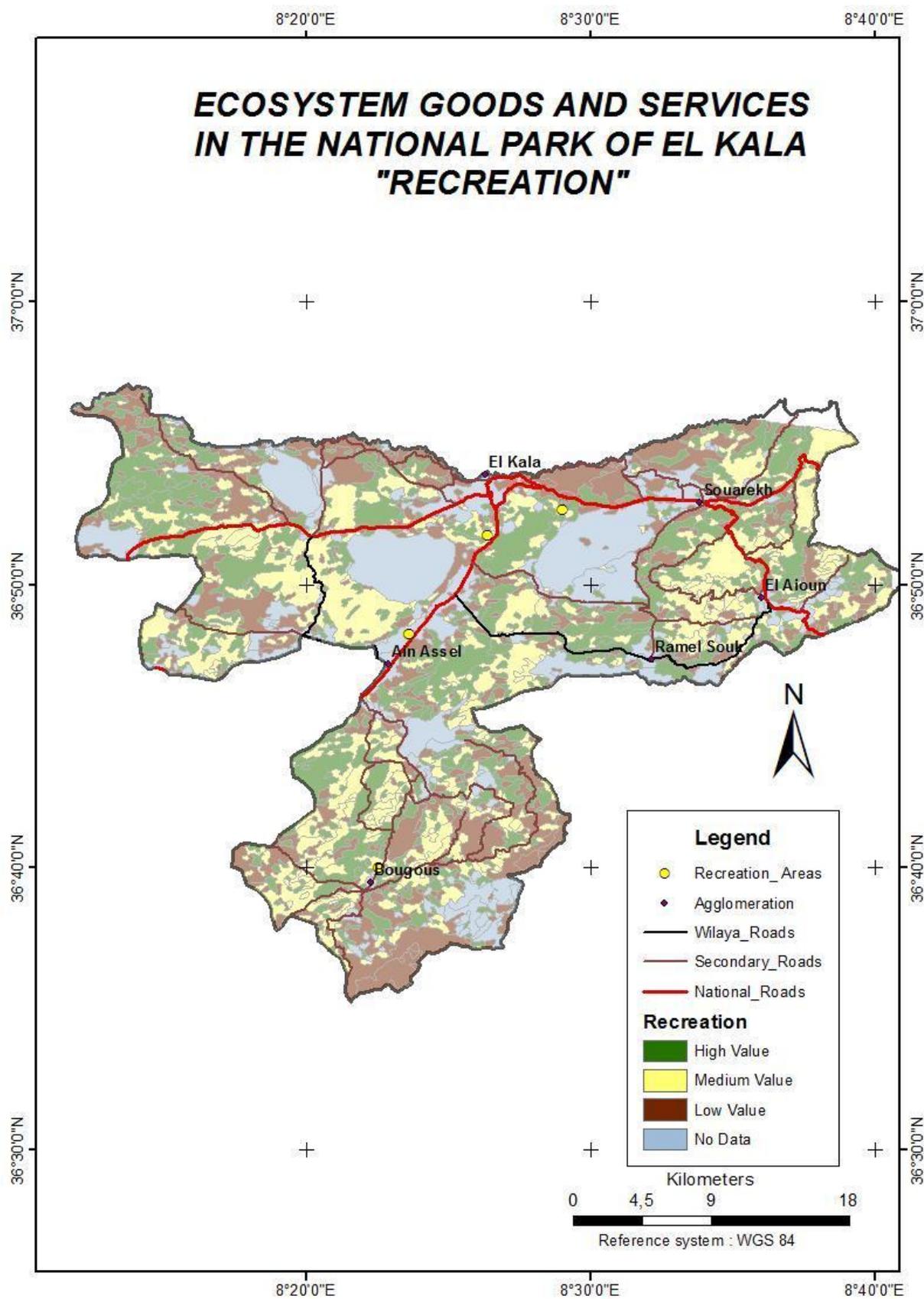


Figure 24. Carte du service de récréation du parc National d'El Kala

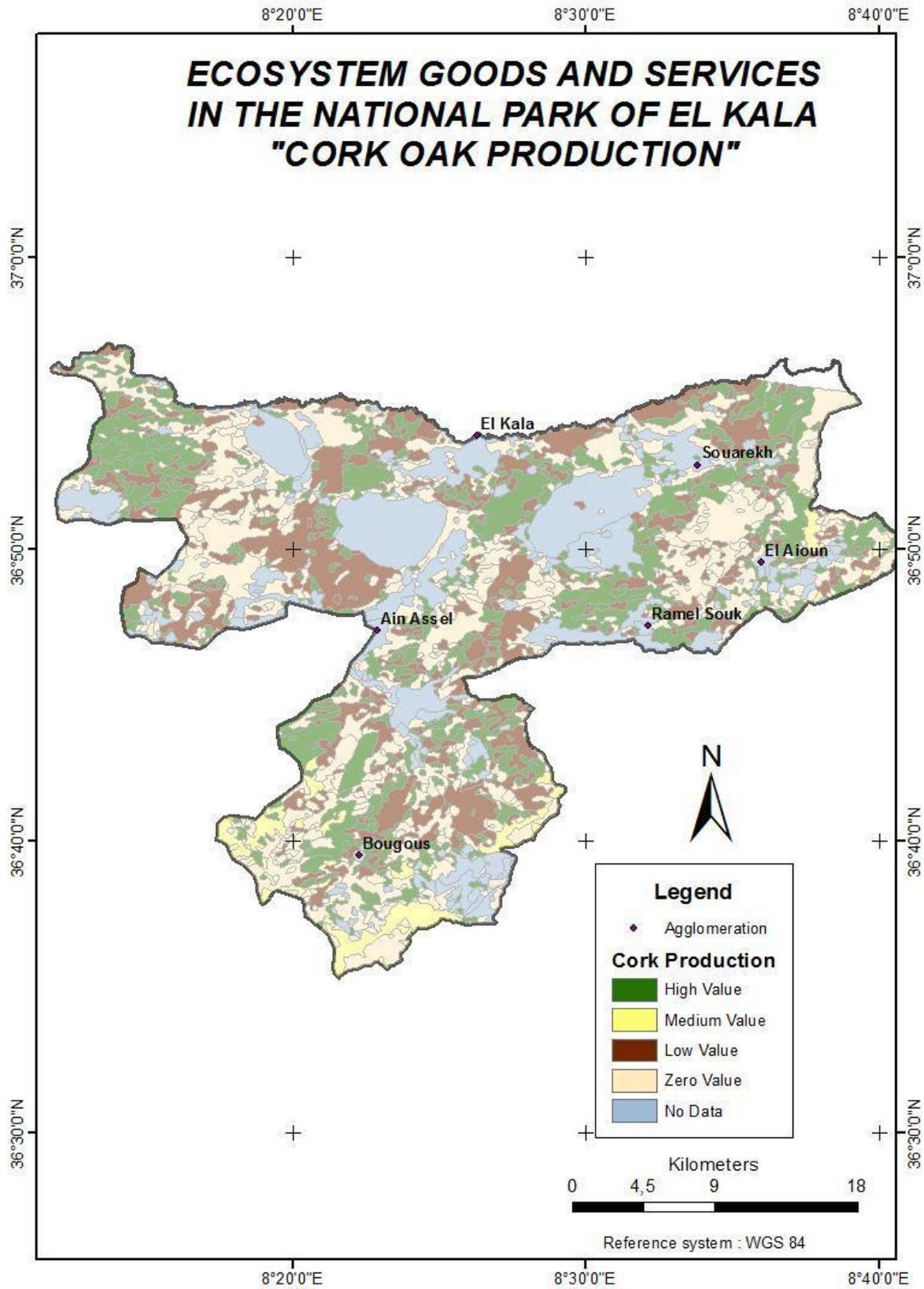


Figure 25. Carte du service de production du liège du parc National d'El Kala

Forêt mixte de *Quercus suber* et *Quercus faginea* ont des valeurs moyennes quant aux groupements de Eucalyptus et *Quercus suber*; Maquis à *Olea europaea* et *Pistacia lentiscus* ont les plus faibles valeurs ou capacité à fournir du liège.

Les groupements restants n'ont automatiquement une valeur égale à zéro du moment qu'ils ne contiennent pas d'arbres de chêne liège.

Pour avoir une vue d'ensemble sur les services écosystémiques fournis au sein du Parc National d'El Kala, nous avons pris la moyenne de chaque catégorie de ses services. La dernière colonne du tableau 12 montre ainsi ces valeurs. Sur la carte, et après transfert sur ArcGIS, nous avons pu produire la carte de tous les services ensemble (Figure 26) qui démontre leur distribution spatiale. Huit classes ont résulté du calcul de la moyenne des valeurs de chaque service et dans chaque groupement. Ces valeurs vont de 4 à 11. Nous les avons réarrangé en trois classes : basse (4 et 5) ; moyenne (6 et 7) et élevé (10 et 11).

La classe mentionnée « No Data » signifie que soit les régions n'ont aucun service à fournir, soit que nous n'avons pas attribué des valeurs particulières.

Au Nord-ouest, Sud-ouest et Nord-est du parc, Maquis dégradé de *Quercus suber* et Maquis haut à *Quercus suber*, procurent le plus de services et ont donc les plus grandes valeurs.

A l'opposé, dans les parties Nord-ouest du parc, la forêt de *Quercus faginea*; Garrigue à *Quercus coccifera* et les ripisylves ont les valeurs les plus basses vu que ce sont les groupements qui fournissent le moins en considérant les quatre services en même temps.

En d'autres termes, la carte représentée par la figure 24 peut être considérée comme une carte de « Hotspot » des services écosystémiques, ce qui représente un outil d'une très grande utilité pour les gestionnaires du parc en matière de gestion des ressources naturelles. Notre travail est en réalité une première tentative pour étudier et évaluer les services écosystémiques du Parc National d'El Kala, en Algérie et même dans les pays voisins, en se basant sur une approche alternative basée sur le SIG/télé-détection mais non l'approche monétaire. Cela se justifie par le manque significatif de données. Plusieurs chercheurs ont utilisé cette même approche, notamment, Chan et al. (2006); Egoh et al. (2008); Naidoo et al. (2008); Burkhard et al. (2009); Eigenbrod et al. (2010) and Burkhard et al. (2012).

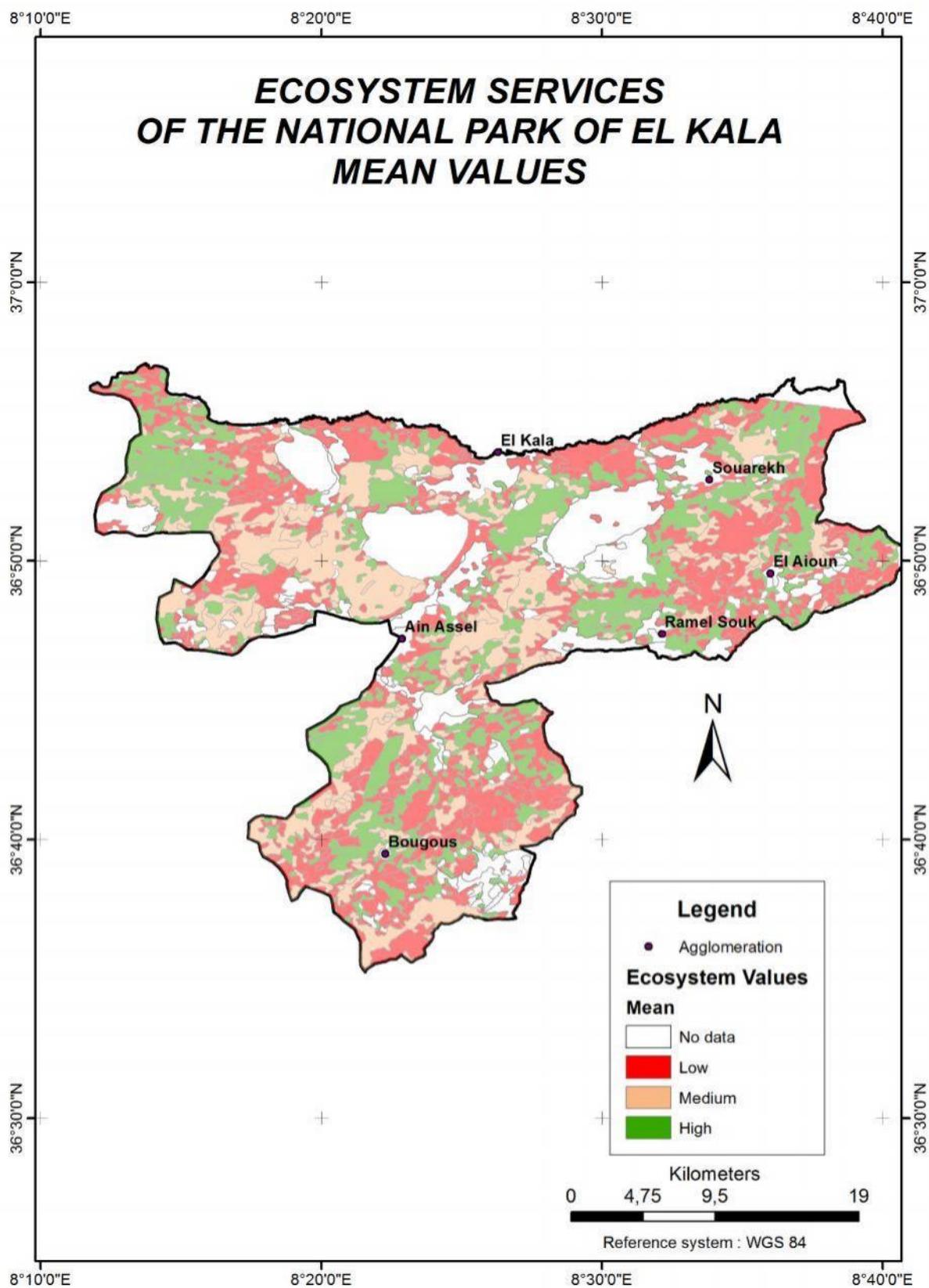


Figure 26. Carte des services écosystémiques du parc National d'El Kala

Ajouté à cela, les cartes constituent un outil pouvant identifier les conflits et les synergies entre les écosystèmes, afin de prendre les mesures nécessaires lors de l'établissement d'un plan de gestion et aidant à la prise de décision (Hauck et al. 2013).

Dans notre étude, une classification supervisée d'une image Landsat était utilisée, en plus des échantillons faits sur terrain, ont permis la production d'une typologie des groupements végétaux existant dans le parc d'El Kala. A partir du tableau matriciel produit (Tableau 12), et des cinq cartes produites (figures 22, 23, 24, 25 et 26), il apparaît que les groupements végétaux se développant au sein du parc ont des capacités différentes à fournir les services écosystémiques prédéfinis. Les groupements de *Quercus faginea* forests (pure and mixed), situés principalement dans le Sud et le Nord-est du parc ont les plus grandes valeurs pour le service « Biodiversité ». En effet, ce sont des formations climaciques et sont considérés comme refuge pour les espèces endémiques, rares et protégées. Par exemple, la forêt d'El Ghorra au Sud du parc (qui fait partie de la forêt domaniale de Oued Bougouss) abrite 416 espèces parmi lesquelles 11 sont endémique, 24 protégées par la loi algérienne (Yahi et al. 2012).

D'un autre côté, les valeurs les plus basses ont été trouvées dans les reboisements d'eucalyptus et de pin maritime (*Pinus pinaster*) situés au centre et dans la partie Ouest du parc. En effet, ces groupements sont caractérisés par une faible strate herbacée et ne contiennent que très peu d'espèces.

Nos résultats confirment que le Parc National d'El Kala est un « hotspot » de biodiversité dans le bassin méditerranéen comme mentionné par Véla and Benhouhou (2007); Médail and Quézel (1997); Skinner and Smart (1984), ainsi qu'il est considéré comme une zone d'importance pour les plantes (Important Plant Area) pour l'Algérie (Yahi et al., 2012).

Les écosystèmes dominés par *Quercus suber* ont évidemment les plus grandes capacités à fournir le liège. En effet, de 2009 à 2011, 21066 Qu/ha ont été récoltés, ce qui représente 83.4% de la production totale de la wilaya d'El Taref, qui est à son tour considérée comme des wilayas les plus productrices de liège.

Les gestionnaires du parc devront prendre en considération la présence d'espèces rares, protégées et endémiques lors de l'exploitation du liège. A cet effet, les cartes produites sont un moyen utile et pratique pour leur faciliter la localisation des « hotspots » de biodiversité, et leur permettent de prendre les dispositions nécessaires lors du démasquage pour mieux préserver ces espèces.

En plus, le maquis dégradé à *Quercus suber* mérite une attention particulière, principalement à cause du surpâturage et de l'extension urbaine. Les reboisements en plants de chêne liège doivent être multipliés pour assurer la pérennité des forêts et de ce fait préserver la biodiversité.

De la même façon, ces mêmes groupements ont une grande capacité pour fournir des services de récréation et de loisir du fait de leur proximité des agglomérations et des principales routes. D'un autre côté, les forêts de *Quercus faginea*, garrigue à *Quercus coccifera* et les ripisylves, fournissent de moindres services (en considérant l'ensemble des services).

Il est important de signaler que les activités récréatives ne sont pas une priorité dans les politiques de gestion du parc. Elles doivent être modernisées et renforcées vu le potentiel dont recèle le parc. La principale limitation lors de l'évaluation de ce service, était le manque de données officielles concernant le nombre de touristes qui fréquente le parc. A part la saison estivale, et les régions donnant sur la mer, ces statistiques sont absentes pour les autres endroits.

La disponibilité de données précises aurait permis l'application d'autres méthodes d'évaluation de ce service écosystémique telle que la méthode d'évaluation monétaire (Dhakal et al. 2012), "Willingness to pay" approach (Ninan & Inoue 2013) ou encore participatory methods (Nahuelhual et al. 2013).

Les deux seules données de Olson's (1985) and Zinke (1984) ont constitué l'unique source d'évaluation du service de stockage du carbone. Il était difficile de trouver des méthodes alternatives qui utilisent les paramètres physico-chimiques des différents types de sol du parc qui pourrait aider à évaluer le taux de carbone stocké dans le sol.

A partir des deux sources citées plus haut, nous avons trouvé que les forêts à feuilles persistantes représentées par les groupements de *Pinus pinaster* et eucalyptus ont les plus hautes valeurs en matière de stockage de carbone. A l'opposé, les forêts de feuillues (*Quercus faginea* et les ripisylves) ont les plus faibles valeurs du fait que la dégradation de leurs feuilles est rapide sous un climat humide et assez chaud tel qu'il est dans la région d'étude, et ainsi le carbone se trouve stocké en petites quantités (Deng et al. 2011).

Nos résultats ressemblent à un certain degré aux résultats trouvés lors d'une étude effectuée dans des forêts d'Espagne, qui ont démontré la relation entre la dégradation de la litière de différents arbres et la quantité de carbone stockée (Diaz-Pinés et al. 2011). Ces chercheurs ont trouvé que les forêts de *Pinus pinaster* stockent des quantités de carbone beaucoup plus importantes, pratiquement le double, que des forêts de *Quercus pirenaica* au niveau du sol (95-140 Mg/ha pour *Pinus pinaster* Vs 40-80 Mg/ha pour *Quercus pirenaica*). A partir de nos résultats concernant l'évaluation des services écosystémiques, le tableau 11 et la carte (figure 23), nous pouvons dire que les groupements végétaux et donc les différents types d'écosystèmes présents dans le parc ont une capacité importante à fournir des services,

en l'occurrence : la biodiversité, le stockage de carbone, les services récréatifs et la production de liège.

IV.3. Analyse de l'occupation du sol (2002 et 2013)

L'analyse de l'évolution de l'occupation du sol passe par la présentation de la carte de 2002 et celle de 2013 ainsi que de leurs statistiques respectives. Un croisement des deux cartes d'occupation du sol du parc national d'El Kala (2002 et 2013) donnera une carte des changements et une matrice qui traduira l'évolution des différentes classes entre ces deux dates.

Les figures 27 et 28, présentent les cartes d'occupation des sols issues des classifications non supervisées des images Landsat 7 ETM+ de 2002 et Landsat 8 de trois néo-canaux radiométrique (IR, NDVI et IB). L'analyse de l'évolution de l'occupation des sols à travers le graphique (figure 31) et de leurs statistiques respectives (tableau 17), nous renseigne sur l'état des occupations des sols et de leur évolution. L'état de l'occupation des sols en 2002 révèle une proportion assez importante des sols nus non cultivés (soit 9,85 %) et une forte pour la culture et la végétation herbacée (soit 33,40 %). On note que l'occupation de la superficie forestière est entre 38,91 % pour la forêt (29053,78 ha) et 17,84 % (13318,56 ha) pour les maquis.

En 2013, si en on la compare avec la période 2002, on constate une baisse relative des surfaces des sols nus de 06,90 %, une forte augmentation des superficies cultivées et de la végétation herbacée de 62,08 % (15510 ha) au détriment des autres occupations (Forêt, maquis et sol nu), mais on note aussi que la superficie des maquis (3683,52 ha) a subis une très forte diminution qui est de 72% de la superficie occupée en 2002 (13318,56 ha). On remarque aussi que les superficies occupées par les forêts ont aussi diminuée avec une valeur assez importante dans les alentours de 19 % de la superficie occupée en 2002 (29053,78 ha).

Après avoir appliqué les corrections géométriques, le RMSE (the root mean square error) était égal à 0.37, qui est une valeur acceptable dans la mesure où la tolérance est au-dessous de 0.5 pixel. Les deux images ont été corrigées radiométriquement selon le modèle de Chavez (1996) et les effets atmosphériques ont été retirés.

Les deux images de la différence du NDVI ont été obtenues à partir des images satellites, la première du satellite Landsat 7 ETM + datant de 2002, et l'autre du satellite Landsat 8 (en 2013). Ces images sont représentées en figures 29 et 30. Les statistiques relatives aux deux NDVI sont données en Tableau 16.

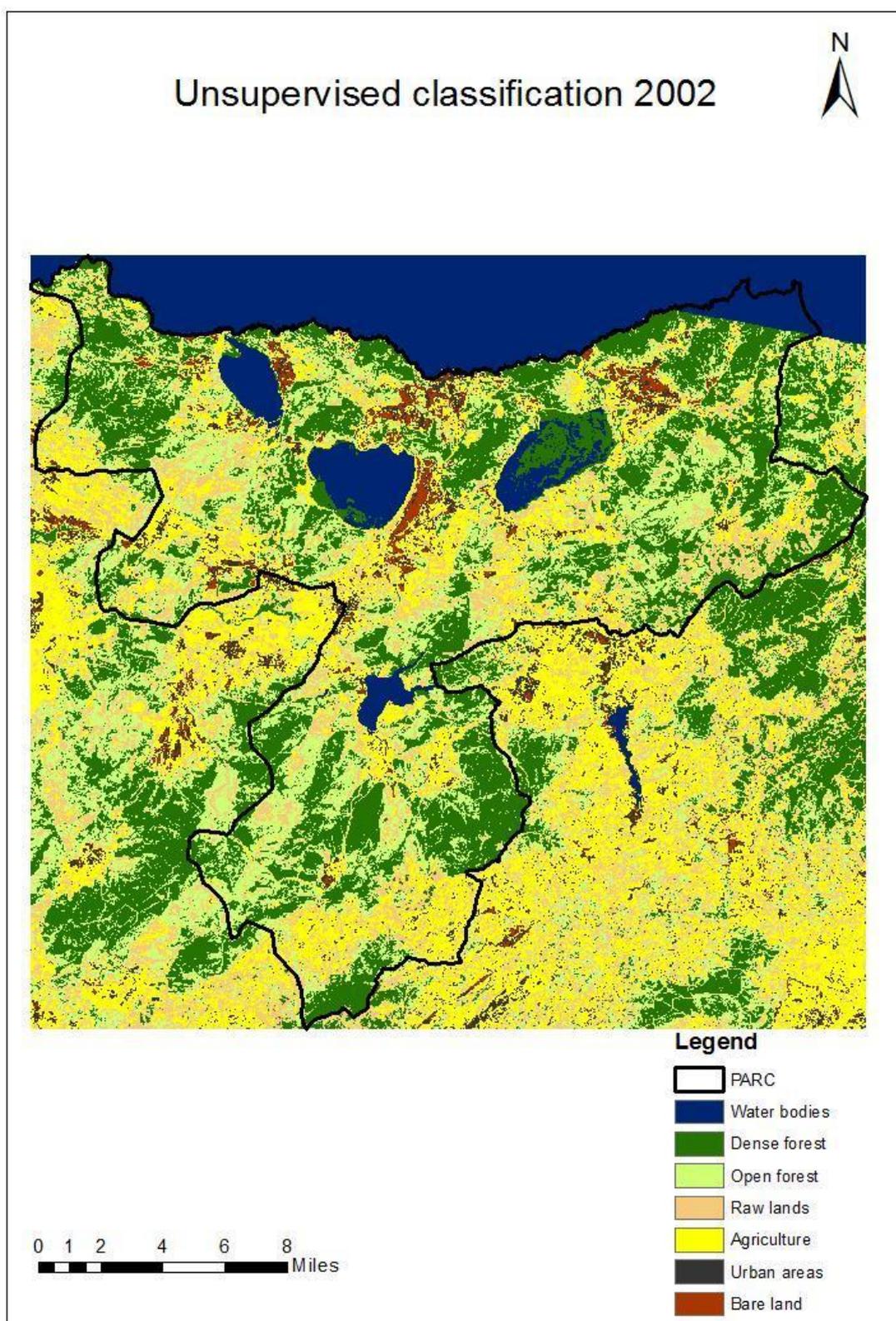


Figure 27. Carte de classification non supervisée du PNEK (2002)

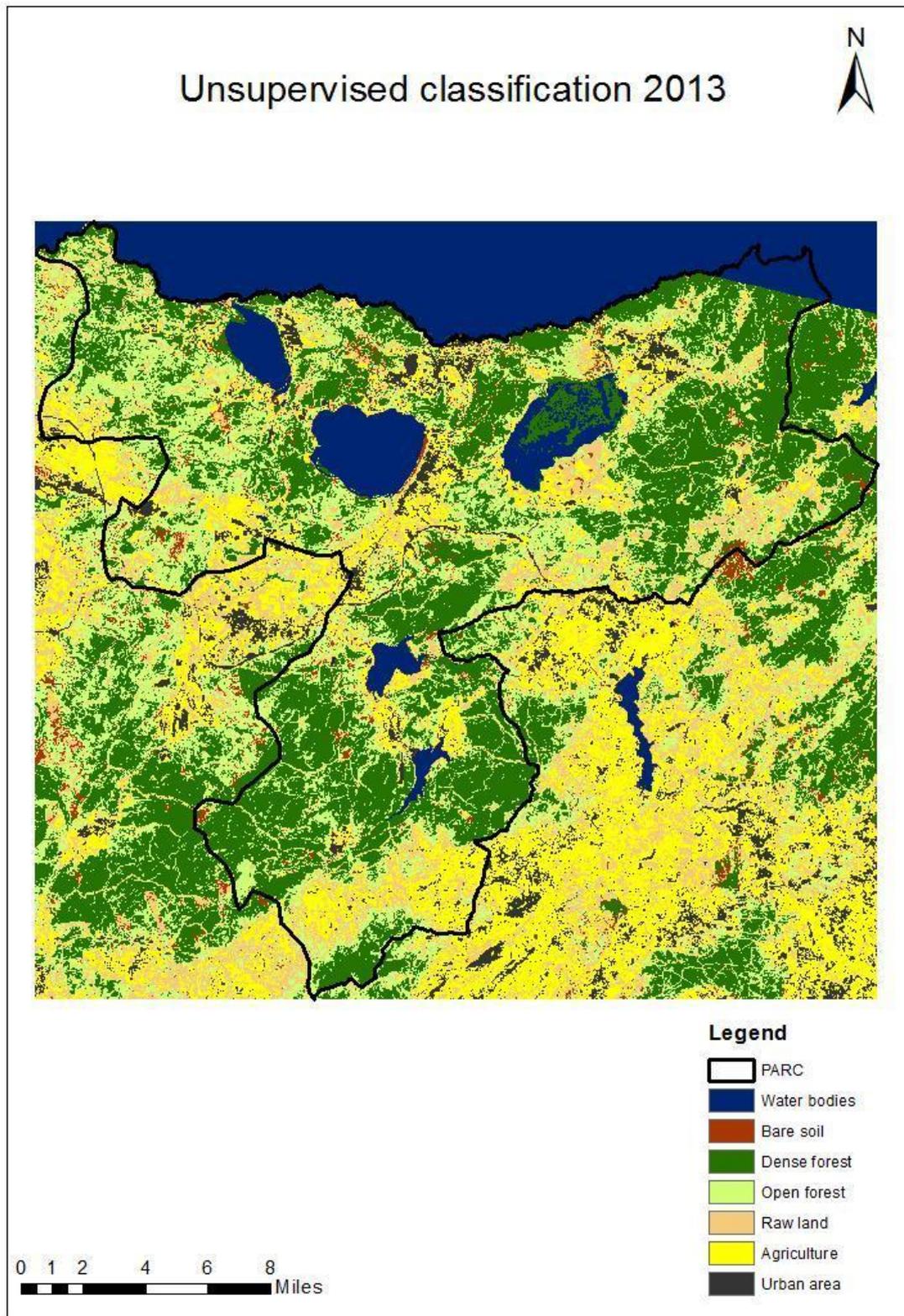


Figure 28. Carte de classification non supervisée du PNEK (2013)

A partir des deux figures, les couleurs claires indiquent des régions qui ont des valeurs maximales de 0.88 et 0.66 par contre, les régions de couleurs plus foncées montrent des valeurs de - 0.67 et - 0.21 en 2002 et 2013 respectivement. Au fait, les couleurs les plus claires désignent les régions les plus couvertes en couvert végétal. D'après les images et les valeurs du NDVI, en 2002 le couvert végétal était plus important qu'en 2013.

Pour mieux comprendre les différences entre les deux années, et donc mieux connaître les changements, la méthode de NDVI differencing a été appliquée. Après plusieurs essais, le seuil de découpage du NDVI differencing a été fixé à ± 0.024 du fait qu'il a donné la meilleure exactitude avec 98.14% et un coefficient Kappa de 0.97 (Tableau 15).

Tableau 15. Error matrix, accuracies and Kappa coefficient of NDVI differencing.

NDVI Classes	Negative change	No change	Positive change	Total
Negative change	99.38	0.00	0.14	40.47
No change	0.62	95.54	0.00	33.82
Positive change	0.00	4.46	9.86	25.71
Total	100	100	100	100
Producer's Accuracy		User's Accuracy		
Negative change	99.38%	Negative change	99.92%	
No change	95.54%	No change	99.26%	
Positive change	99.86%	Positive change	93.90%	
Overall Accuracy	98.14%	Kappa 0.97		

C'est à partir de ces valeurs que nous avons pu créer sous ArcGIS une autre carte montrant des régions de changement positif/ négatif et des régions de no change (Figure 31). Les régions où les valeurs sont ≥ 0.024 , ont été assignées un changement positif et les endroits avec des valeurs ≤ -0.024 sont celles où le changement est négatif. Entre ces deux valeurs, il y a les régions qui ont connues peu ou pas de changement.

Comme on peut le voir sur la carte, la baisse en NDVI est représentée en rouge (perte de la couverture végétal) et les régions concernées par cette baisse sont trouvées dans le Sud du parc. Les régions représentées en vert expriment une hausse de la couverture végétale et sont localisées autour des surfaces d'eau. Dans les régions restantes (en jaune) peu ou pas de changements ont été remarqués.

A partir de la carte du NDVI differencing, des statistiques figurants sur le tableau 16 et de notre connaissance de la zone d'étude, il apparait que la diminution des valeurs du NDVI et donc du couvert végétal sont dus aux facteurs suivants:

- Construction de nouvelles infrastructures surtout routières dont l'autoroute (Est-Ouest), et de nouveaux barrages et retenues collinaires (Barrage de Bougouss),
- Extension du tissu urbain,
- Feux de forêts répétitifs surtout près de la côte et à l'extrême sud du parc.

Tableau 16. Statistics NDVI and NDVI differencing values.

	2002 NDVI	2013 NDVI	<i>NDVI Differencing</i>
Minimum values	-0.673	-0.214	-0.854
Maximum Values	0.881	0.607	0.882
Mean Values	0.538	0.341	-0.201
Standard deviation	0.189	0.130	0.114

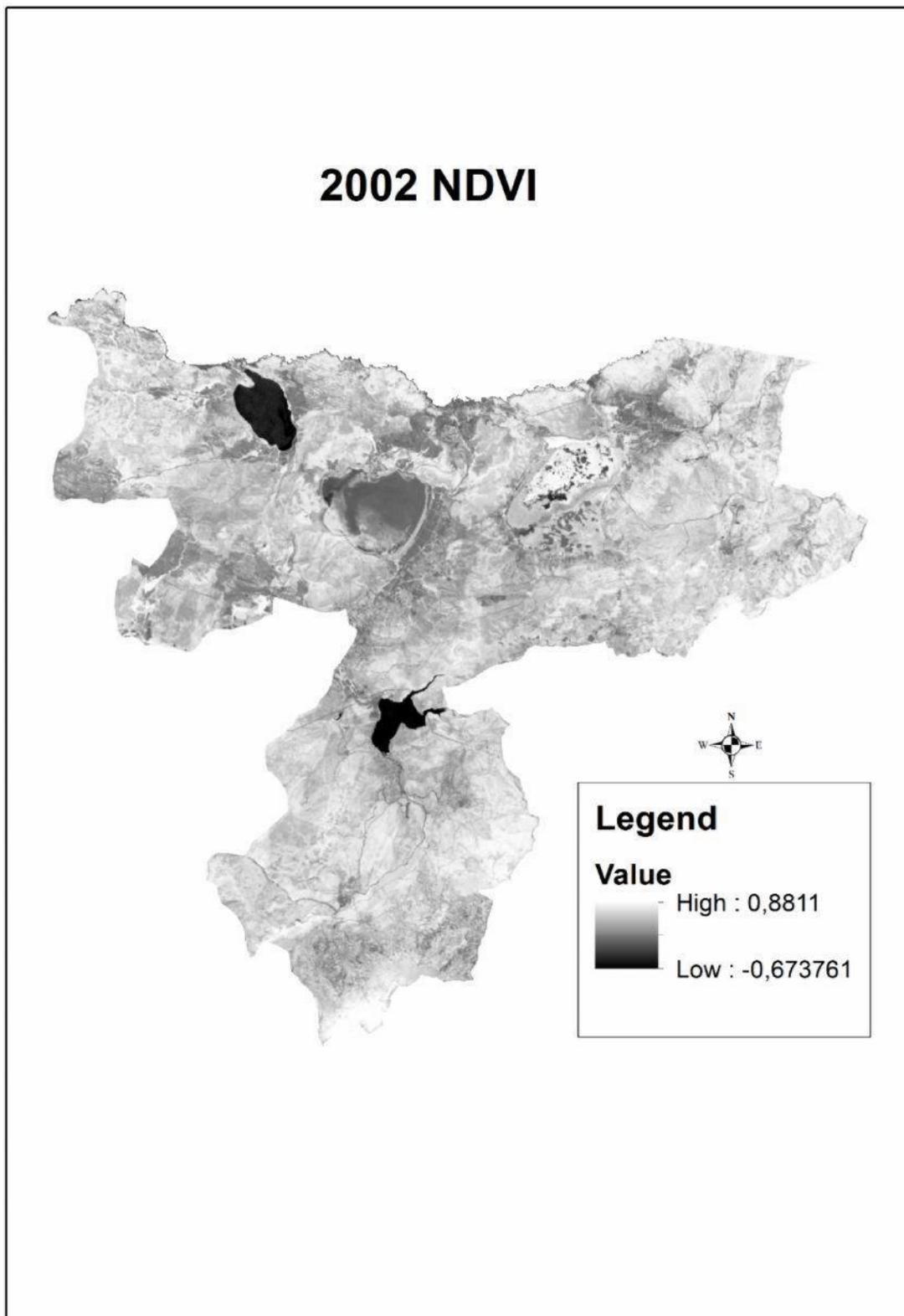


Figure 29. Carte de l'indice de végétation NDVI du PNEK (2002)

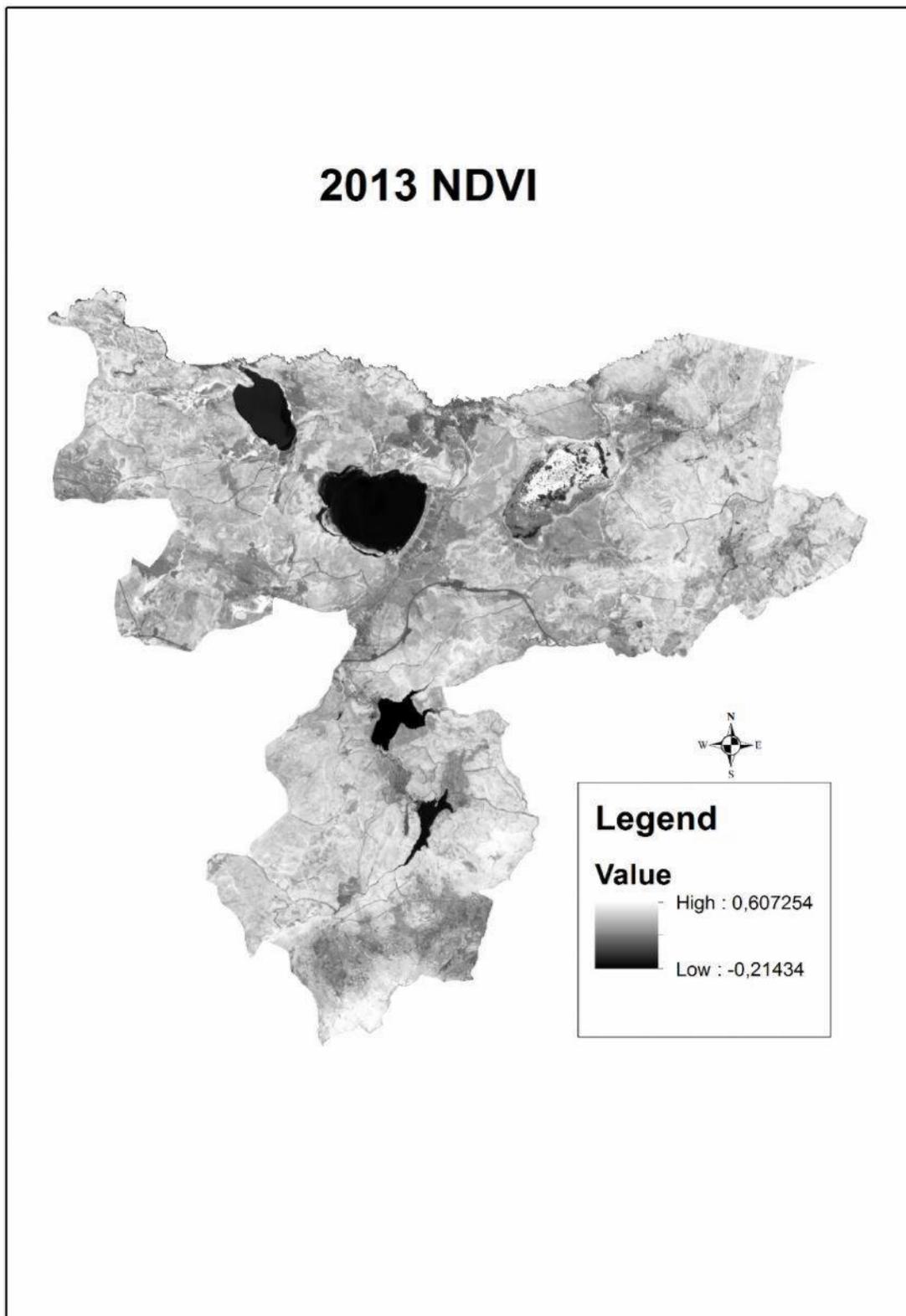


Figure 30. Carte de l'indice de végétation NDVI du PNEK (2013)

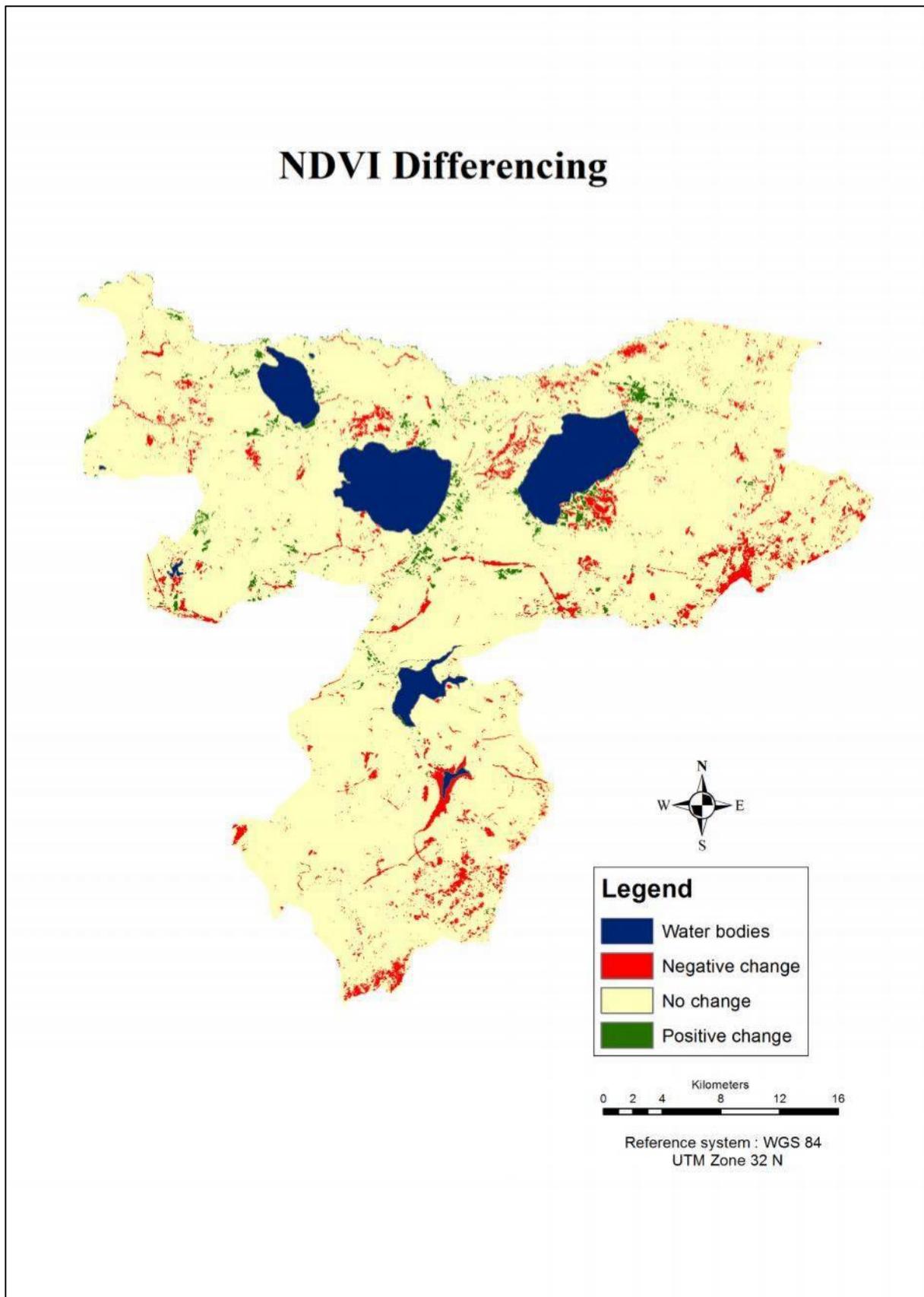


Figure 31. Carte de l' NDVI differencing (2013-2002) du PNEK

Quant à l'augmentation du couvert végétal, elle s'explique par le fait de l'intensification des cultures surtout autour du lac Oubeira.

A partir de la classification non supervisée des deux images Landsat ETM+ (2002) et Landsat 8 (2013), deux cartes d'occupation de sol ont été produites (figures 31 et 32), où 7 classes ont été déterminées dans chacune. Il s'agit de : Plan d'eau; forêt dense ; Forêt claire ; Terrain non cultivé ; Terrain cultivé, Terrain nu et zone urbaine. Un travail de terrain préalable pour vérification et validation et nous était utile lors de la détermination des classes.

Plusieurs auteurs ont trouvé que la classification non-supervisée pouvait donner les mêmes résultats voir mieux que ceux de la classification supervisée (Rozenstein and Karnieli, 2011; Halder *et al.*, 2011). Dans notre cas, l'évaluation de la précision était satisfaisante. Ceci est conforme à la règle utilisée dans le cas de la cartographie de l'occupation du sol où le taux est de 85% Anderson *et al.*, 1976; Foody, 2002).

La précision totale de la carte de 2002 était 85.96% avec un coefficient Kappa égal à 0.79. Pour l'image 2013, le taux de total de précision était égal à 91.96 % et un coefficient Kappa de 0.81.

Le tableau 17 résume les statistiques des superficies (en hectares et pourcentages) des différentes classes définies qui représentent l'occupation du sol en 2002 et 2013. Pour appuyer nos résultats, les figures 32 et 33 montrent la répartition des superficies et du taux de changement des surfaces entre les deux dates.

En effet, les résultats montrent qu'il y a une augmentation de la superficie dans les classes suivantes : plans d'eau (de 4439,97 à 5335,74 ha) ; forêt claire (de 21125,52 à 31558,14 ha) ; terrain cultivé (de 387,76 à 5605,38 ha) et zone urbaine (de 2087,19 à 2856.96). La régression des superficies a été remarquée au niveau des forêts denses (de 17397,99 à 15717,42 ha) ; terrain non cultivé (de 23248,26 à 13948,83 ha) et terrain nu (de 4341.51 à 1493.73 ha).

Il est important de noter que les croissances les plus significatives ont été observées dans la classe des terrains cultivés (+4.45 %) suivi par les zones urbaines avec +3.66 %.

A l'opposé, la diminution des surfaces a été observée dans la classe des terrains nus (-6.56%) et terrain non cultivés (-3.99%).

Tableau17. Superficies (en hectares et pourcentages) des différentes classes en 2002 et 2013

Classes	2002		2013		Change rate %
	Area (ha)	%	Area (ha)	%	
Water body (1)	4439.97	5.8	5335.74	6.97	2.01
Dense forest (2)	17397.99	22.74	15717.42	20.54	-0.96
Open forest (3)	21125.52	27.61	31558.14	41.24	4.93
Uncultivated land (4)	23248.26	30.38	13948.83	18.23	-3.99
Cultivated land (5)	3875.76	5.07	5605.38	7.33	4.45
Barren land (6)	4341.51	5.67	1493.73	1.95	-6.56
Urban (7)	2087.19	2.73	2856.96	3.73	3.66
Total	76516.2	100	76516.2	100	

Concernant les surfaces d'eau, il est clair que l'augmentation est due à la construction de nouveaux barrages et retenues collinaires, principalement le barrage de Oued Bougouss construit en 2005 et mis en service en 2010 avec une capacité totale de 65 hectomètre cube (ANBT, 2014). Ainsi, la superficie des surfaces d'eau a augmenté de (+2.01 %), mais cela a contribué à la diminution des surfaces des terrains non cultivés et terrains nus, sachant que le barrage a été construit en dehors des zones forestières.

Les forêts denses sont généralement dominées par le chêne liège, le chêne zéen et le pin maritime, or ces forêts subissent une grande pression anthropique spécialement le surpâturage, où 50 à 80% de la population rurale vit du bétail (Homewood, 1993 ; Oulmouhoub, 2005).

L'autre facteur est le feu de forêts. A titre d'exemple, le district d'El Kala a connu 1503 départ de feu entre 1990 et 2000 (Benderradji *et al.*, 2004). Le taux de changement dans cette catégorie de forêt dense a été de 0.96% entre 2002 et 2013. Les superficies touchées se trouvent pratiquement dans l'extrême Sud du parc.

Le taux de changement dans la classe des forêts claires est de +4.93%. En effet, la plupart des forêts claires, sont des forêts dégradées résultant d'une dynamique régressive des

forêts denses. En d'autres termes, la croissance des forêts claires a été au détriment des forêts denses.

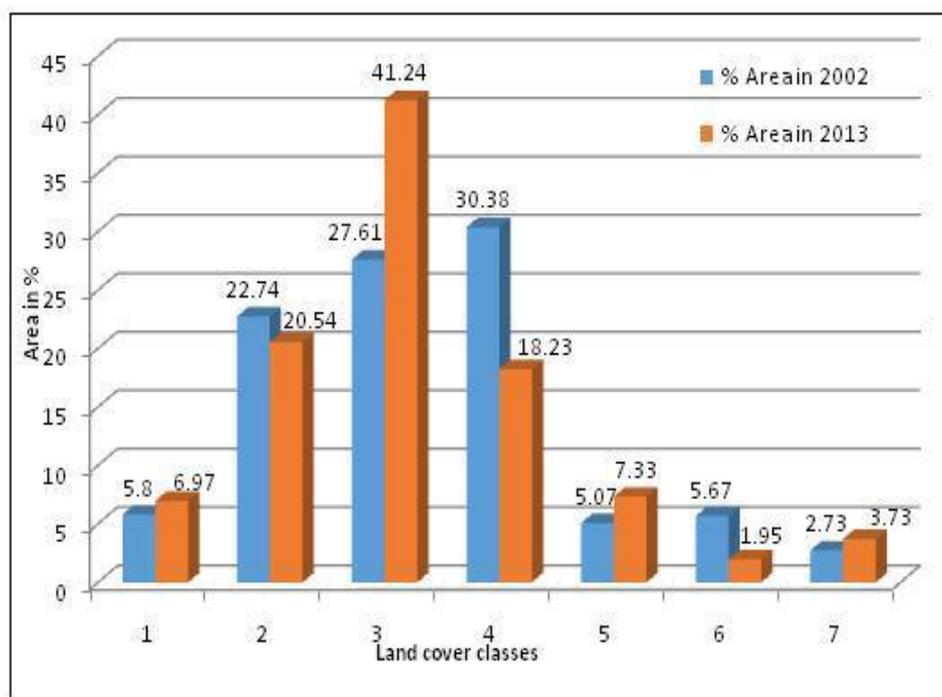
Le taux de changement dans les terrains non cultivés est opposé à celui des terrains cultivés (-3.99% contre 4.45% respectivement). La conversion des terres non cultivées et des terrains nus en terres cultivées en vue de l'augmentation de la production est le principal facteur de cette augmentation. D'autres éléments ont causé ce changement tel que l'extension du tissu urbain.

La carte de l'occupation du sol de 2013 montre la concentration de nouvelles parcelles agricoles au tour du lac Oubeira. Ceci est dû à la culture des arachides et de la pastèque qui connaît un grand ressort dans la région.

La baisse drastique dans les terrains nus est survenue à cause de facteurs multiples comme la construction de l'autoroute Est-ouest sur une longueur de 17.5 Km et de 120 m de large dans le périmètre du parc.

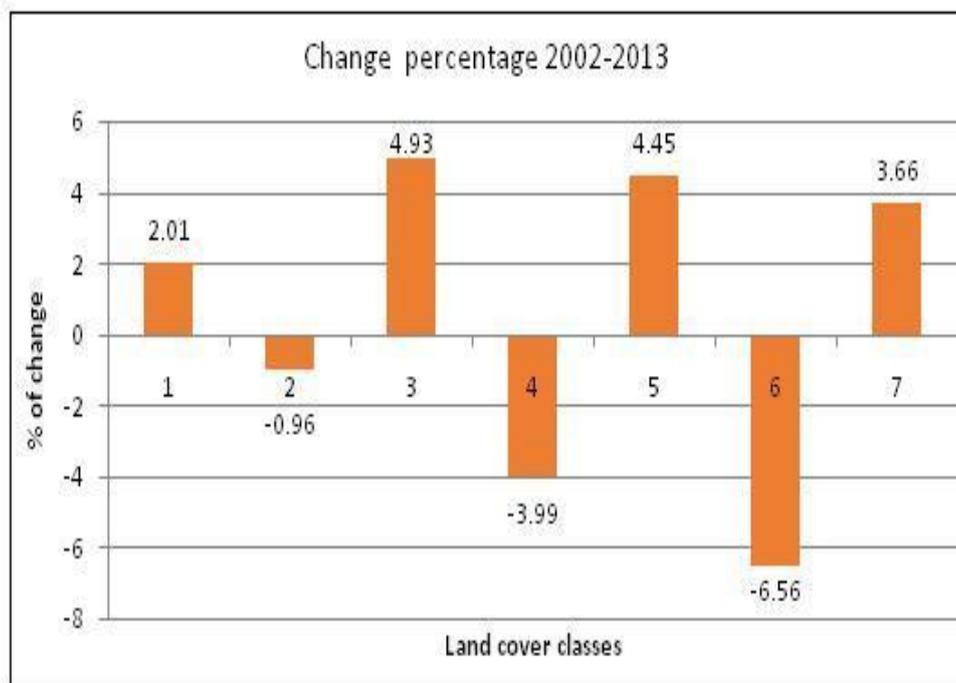
Sans oublier la croissance démographique et l'exode des populations riveraines vers les grandes villes. Selon les statistiques du service de l'environnement et de l'aménagement du territoire (2014), la population actuelle est de 140000 habitants et est passée de 92292 en 1998 à 1194242 en 2002.

Il est également important de signaler que la région d'El Kala est l'une des plus visitées au niveau national. En effet, le nombre des estivant a atteint 2698365 en 2012 (Directorate of Tourism of El Tarf, 2014), sans oublier les infrastructures hôtelières qui ont poussé dans différents endroits. Cela refléchet le changement positif qui a survenu dans la classe des zones urbaines avec +3.66%.



Area percentage of Land cover classes for 2002 and 2013. Classes' description: (1) Water body; (2) Dense forest; (3) Open forest; (4) Uncultivated land; (5) Cultivated land; (6) Barren land; (7) Urban.

Figure 32. Superficie des classes d'occupation des sols (%) du PNEK (2002 et 2013)



Percentage of change rate between 2002 and 2013. Classes' description: (1) Water body; (2) Dense forest; (3) Open forest; (4) Uncultivated land; (5) Cultivated land; (6) Barren land; (7) Urban.

Figure 33. Pourcentage de changement des classes d'occupation des sols du PNEK (2002 et 2013)

CONCLUSION

CONCLUSION

L'émergence de la notion des services écosystémiques a commencé avec la publication du Millenium Ecosystem Assesment en 2005. Plusieurs travaux ont été réalisés depuis, pour traiter ce concept sous différents aspects. La cartographie des services écosystémiques est devenue un outil incontournable dans la gestion des écosystèmes et la prise de décision, tant à l'échelle locale que régionale. Dans des pays comme l'Algérie, la notion des services écosystémiques n'est pas bien développée, en plus le manque de données actualisées et précises nous a conduit à combiner entre un long travail de terrain et des méthodes alternatives basées sur l'utilisation de données satellitaires et des systèmes d'information géographiques.

L'objectif de cette étude était d'évaluer et de cartographier des services écosystémiques au niveau de Parc National d'El Kala, situé au Nord-Est Algérien. Le choix de cette région n'était pas fortuit, il est classé par l'UNESCO comme zone de biosphère (MAB) et compte parmi les points chauds de biodiversité au niveau méditerranéen (hotspot) (Véla & Benhouhou 2007). Il renferme également trois lacs faisant partie de la liste RAMSAR des zones humides d'importance internationale. De plus, il abrite une très grande diversité floristique et faunistique dont plusieurs espèces rares et menacées (Skinner and Smart, 1984 ; Stevenson, 1988 ; Véla and Benhouhou, 2007), mais aussi, deux zones importantes pour les plantes (IPA : Important Plant Area) ont été classées par Yahi et Benhouhou (2011).

L'identification de quatre services écosystémiques selon le schéma du MEA (MEA, 2005) puis leur évaluation à l'aide de matrice se sont avérées une méthode simple mais efficace. Le deuxième challenge de ce travail était la représentation cartographique de la distribution des services écosystémiques dans la zone d'étude. Plusieurs auteurs ont cartographié les SE soit à l'échelle locale, régionale ou globale (Naidoo et al. 2008; Ego et al. 2009; Kandziora et al. 2013). L'approche utilisée dans ce travail était basée sur la carte des groupements végétaux et l'occupation des sols. Cette méthode alternative (proxy-based method) a permis la réalisation de cet objectif, surtout face au manque de données. Le résultat était l'élaboration de plusieurs cartes représentant la distribution spatiale de chacun des services identifiés (Biodiversité, stockage de carbone, services de récréation et service production de liège), le tout dans un environnement de système d'information géographique. Une carte de l'ensemble des quatre services groupés a été également produite, montrant des « points chauds » de services à travers tout le territoire du

PNEK. Cela permettra une utilisation simple, rapide et actualisable par les gestionnaires du Parc. Il en ressort que les forêts de chêne zéen ont les plus grandes valeurs concernant le service « biodiversité ». Les forêts de pin maritime et d'Eucalyptus ont de grandes capacités à « stocker le carbone ». Les forêts aménagées en aires de jeux et détente, ou contenant des sites historiques avec un accès facile ont le de grandes capacités à fournir des « services de récréation ». Enfin, les forêts de chêne liège ont évidemment les valeurs les plus élevées concernant le service de « production de liège ».

Cette approche méthodologique relative à l'évaluation et la cartographie des SE pourra être appliquée dans d'autres régions d'Algérie ou même des pays voisins et aussi sur d'autres services.

Malencontreusement, le Parc National d'El Kala connaît des dégradations de ses écosystèmes, dues surtout à l'action anthropique et la mauvaise gestion des territoires. Pour mieux comprendre les changements en termes d'occupation de sols et de végétation, la méthode de l' NDVI differencing et la détection des changements d'occupation des sols ont été appliquées. Deux images satellites Landsat ETM 7 datant de 2002 et Landsat Oli 2013 on utilisées pour dériver le NDVI des deux dates. La soustraction de ces deux dernières a permis de détecter les changements en matière de couverture végétales sur une période de 11 années. Pour identifier et quantifier la nature de ces changements, deux classifications non supervisées des deux images ont été réalisées. Sept classes d'occupation des sols ont été identifiées : Plan d'eau ; forêt dense ; Forêt claire ; Terrain non cultivé ; Terrain cultivé, Terrain nu et zone urbaine. La comparaison de statistiques résultantes a permis l'augmentation ou la régression des superficies de chaque classe entre 2002 et 2013. En effet, les diminutions les plus importantes ont affectées les forêts denses (-0.96%), terrains non cultivés (-3.99%) et les terrains nus (-6.56%). A l'opposé, les classes concernées par une augmentation des superficies sont les plans d'eau (+2.01%), forêts claires (+4.93%), les zones urbaines (+3.66%) et les terrains cultivés (+4.45%). Les causes de ces changements sont liées à plusieurs facteurs, à savoir : l'extension du réseau routier (autoroute Est-Ouest), la création de nouvelles infrastructures telles que les barrages et les zones d'extension urbanistique et touristique ; la dégradation des forêts denses due surtout au surpâturage ; l'exploitation grandissante des terres agricoles au détriment de la forêt ; l'irrigation incontrôlée à partir des lacs ; les feux de forêts répétés, sans oublier la pression démographique surtout les vacanciers pendant la saison estivale.

Il est certain que d'autres données statistiques et la disponibilité d'images satellites de haute à très haute résolution, contribueront d'une façon significative à l'obtention de résultats plus exploitables par les gestionnaires et décideurs. Il est également important de diffuser cette notion de services écosystémiques au sein de la communauté scientifique spécialisée et aux autorités compétentes surtout que l'Algérie a adhéré et adhère à plusieurs conventions internationales liées à tous les aspects de protection de la nature et de développement durable.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abdelguerfi A. 2003. Bilans des Expertises sur « La Conservation in situ et ex situ en Algérie. MATE-GEF/PNUD: Project ALG/97/G31. p.88.

Allen H.D. 2001. Mediterranean Ecogeography. Pearson Education Limited. pp. 263.

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.

Anderson J.R, Hardy EE, Roach JT and Witmer RE. 1976. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. U.S. Geological Survey. Professional Paper, No. 964. USGS, Washington, D.C.

ANTB. 2014. Agence Nationale des barrages et Transferts.
http://www.soudoudzair.com/index.php?action=esmap_vect&table=chahidgis_barrage&id=84

Anzen H.H. 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? Soil Biology & Biochemistry. 38. 419-424.

Arrouays D, Feller C, Jolivet C, Saby N, Andreux F, Bernoux M et Cerri C. 2003. Estimation de stocks de carbone organique des sols à différentes échelles d'espace et de temps. Étude et Gestion des Sols. (10) : 4. 347- 355.

Association canadienne de cartographie. 2016. <http://cca-acc.org/bienvenue/>.

Baral H, Kasel S, Keenan R, Fox J, Stork N. 2009. GIS-based classification, mapping and valuation of ecosystem services in production landscapes: A case study of the Green Triangle region of south-eastern Australia. In: Forestry: a climate of change, Thistlethwaite, R., Lamb, D., and Haines, R. (eds). p. 64 -71. Proc. IFA Conf. Caloundra, Queensland, Australia 6-10.

Barnaud C, Antona M et Marzin J. 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. Vertigo - Volume 11 Numéro 1 2011, DOI : 10.4000/vertigo.10905.

Benabid A. 1989. Ecologie, conservation et restauration des subéraies. Formation continue à l'ENFI.

Benderradji MEH, Alatou D, Arfa AMT. 2004. Bilan des incendies de forêt dans l'extrême nord-est algérien : le cas de Skikda, Annaba et El-Tarf. New Medit. 2, 35-41.

Benslama M, Andrieu-Ponel V, Guiter F, Reille M, de Beaulieu JL, Migliore J, Djamali M. 2010. Pollen analysis from two littoral marshes (Bourdim and Garaat El-Ouez) in the El- Kala wet complex (North-East Algeria). Late glacial and Holocene history of Algerian vegetation. C. R. Biologies. 333:744–754.

Benyacoub S. 1993. Écologie de l'avifaune forestière nicheuse de la région d'El Kala (Nord-Est algérien). Thèse de doctorat, Université de Dijon, 285 p.

Benyacoub S., Louanchi M., Baba Ahmed R., Benhouhou S., Boulahbal R., Chalabi B., Haou F., Rouag R., et Ziane N. 1998. Plan directeur de gestion du Parc National d'El-Kala et du complexe de zones humides (Wilaya d'El-Taref) 300p.

Berger A, Lacroix P, Lavenu G, Lesellier S, Eynaud I, Tournadre G, & Gonzalez O. 2005. Arcview 9 Niveau 1. Support De Cours Avec Exercices Pratiques Et Données. Edition Esri France, Meudon, pp. 388.

Berrahmouni N, Escute X, Regato P, et al. 2007. Beyond cork: a wealth of resources for people and nature. Lessons from the Mediterranean. Rome, Italy: WWF Mediterranean. 8-16.

Bonin M et Antona M. 2012. Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux. Vertigo. (12): 3. DOI :10.4000/vertigo.13147.

Boulos L. 1997. Endemic flora of the Middle East and North Africa. In: Barakat HN, Hegazy (eds) Reviews in ecology: desert conservation and development. Metropole, Cairo, p. 229–260.

Bouzaoui O. 2004. Parc National d'El Kala. Etude socioéconomique du PNEK. Projet Régional pour le Développement d'Aires marines et côtières Protégées dans la région de la Méditerranée. p. 52. French.

Bugalho M.N, Caldeira C.M, Pereira JS, Aronson J, and Pausas J.G. 2011. Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. Front. Ecol. Environ; doi:10.1890/100084.

Burkhard B, Kroll F, Müller F, Windhorst W. 2009. Landscapes 'Capacities to Provide Ecosystem Services - A concept for Land-Cover Based Assessments. Landscape Online. 15: 1-22.

Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Muller F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological indicators. 21: 17-29.

Cavayas F. 2011. Introduction à la cartographie. Université de Montréal, pp. 192.

Centre Canadien de Télédétection (CCT). 2008. Tutoriel : Notions Fondamentales de Télédétection. http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/resource/tutor/fundam/index_f.php.

Chalabi B. 1990. Contribution à l'étude de l'importance des zones humides algériennes pour la protection de l'avifaune : Cas du lac Tonga Parc National d'El Kala. Thèse de magister, Alger, INA, 192 p.

Chan K, Shaw M.R, Cameron D.R, Underwood E.C, Daily G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. Plos. Biol. 4: 2138-2152.

Chavez PS Jr. 1996. Image-based atmospheric corrections- revisited and improved-. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. 62, 1025-1036.

Chen N, Li H, Wang L. 2009. A Gis-based approach for mapping direct use of ecosystem services at a county scale: Management implications. Ecological economics. 68: 2768-2776.

Chevassus-au-louis B, Pirard R. 2011. Les services écosystémiques des forêts et leur rémunération éventuelle. Revue forestière française, 63 (5) : 579-599.

Costanza R, d'Arge R, de Groot R.S, Farber S, Grasso, M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R.V, Paruelo J, Raskin R.G, Sutton P, van den Belt M, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253–260.

Croitoru L. 2007. How much are Mediterranean forests worth? *Forest Policy and Economics* 9. 536– 545.

Croitoru L, Liagre L. 2013. Contribution of forests to a green economy in the Middle East and North Africa region. *Forêt Méditerranéenne*. T. XXXIV, n°4, pp. 291-298.

Cruz L et Barata E. 2011. How to make cork oak forest services visible? *Environmental Economics*, Volume 2, Issue 2. 69-79.

Daily G.C. 1997. Introduction: What are ecosystem services? In: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, G.C. Daily (ed.), Island Press, Washington, DC, 1–10.

Daly-Hassen H. 2013. Guide méthodologique Évaluation économique des biens et services des écosystèmes : Cas de la subéraie et des nappes alfatières en Tunisie Publié par: Deutsche Gesellschaft für internationale Zusammenarbeit (GIZ) – GmbH. P.42.

De Carvalho LMT, Clevers JGPW, Skidmore AK, De Jong SM. 2004. Selection of imagery data and classifiers for mapping Brazilian semideciduous Atlantic forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 5: 173–186.

De Groot R.S. 1992. *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Wolters-Noordhoff, Groningen.

De Groot R.S, Matthew A, Wilson M.A, Boumans Roelof M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*. 41. 393–408.

De Groot RS, Alkemade R, Braat L, Hein L, Willemen L. 2009-2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision-making. *Ecological Complexity*. 7: 260–272.

Deng S, Shi Y, Jin Y, Wang L. 2011. A GIS-based approach for quantifying and mapping sink and stock values of forest ecosystem: A case study. *Energy Procedia*. 5: 1535-1545.

Dhakal B, Yao RT, Turner JA, Barnard T. 2012. Recreational user's willingness to pay and preferences for changes in planted forest features. *Forest policy and Economics*. 17: 34-44.

Diaz-Pinés E, Rubio A, Van Miegroet H, Montes F, Benito M. 2011. Does tree species composition control soil organic carbon pools in the Mediterranean mountain forests. *Forest Ecology and Management*. 262: 1895-1904.

Ding H, Nunes P and Telucksingh S. 2011. European forests and carbon sequestration services: an economic assessment of climate change impacts. *Ecosystem Services Economics Working Paper Series No. 9*. Division of Environmental Policy Implementation.

Directorate of Environment and Urban Management. 2014. *Annuaire statistique de la wilaya d'El Tarf*.

Directorate of Tourism of El Tarf. 2014. *Rapport sur le tourisme dans la Wilaya d'El Tarf*.

Direction du PNEK- CENEAP. 2011. Etude d'actualisation du zonage du PNEK phase I. p199.

Djelloul R. 2014. Cartographie des champignons au niveau du Parc National d'El Kala (Nord Est Algérien). Thèse de doctorat Université Badji Mokhtar - Annaba

Dobson A, Lodge D, Alder J, Graeme Cumming S, Keymer J, Mcglade J, Mooney H, Rusak JA, Sala O, Wolters V, Wall D, Winfree R and A. Xenopoulos M. 2006. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of Ecosystem services. *Ecology*, 87 (8) : 1915–1924.

DTCSRC, 2015. Direction Technique Chargée des Statistiques Régionales et de la Cartographie. Collections Statistiques n° 177 / 2015. Alger, Office National des Statistiques.p.110.

Dupouey J.L., pignard G. Badeau V., Thimonier A et al. 2000. Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. *Rev.For.Fr.LII* -numéro spécial 2000. pp 139-154.

Egoh B, Reyers B, Rouget M, Richardson DM, Le Maitre DC, Van Jaarsveld AS. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 127 (1-2): 135–140.

Egoh B, Reyers B, Rouget M, Bode M, Richardson DM. 2009. Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological Conservation*. 142: 553-562.

Eigenbrod F, Armsworth R P, Anderson BJ, Heinemeyer A, Gillings S, Roy DB, Thomas C D, Gaston KJ. 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*. 47 (2): 377–385.

ESRI, 2004. Utilisation d'ArcMap, ArcGIS 9, ESRI 380 New York Street Red Lands, CA92373-8100 USA. www.esri.com ; Imprimé en France ESRI France 21, rue des Capucins 92190Meudon www.esrifrance.fr, pp. 646.

FAO.1994. Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (CGES). *Bulletin Pédologique de la FAO* n°70. 420p.

FAO. 2013. Etat des forêts méditerranéennes. ISBN 978-92-5-207984-2 (version imprimée). E-ISBN 978-92-5-207538-7 (PDF). p.197.

FAO. 2014. Situation des forêts du monde. Mieux tirer parti des avantages socioéconomiques des forêts. 146p. ISBN 978-92-5-208269-9 (version imprimée). E-ISBN 978-92-5-208270-5 (PDF).

FOSA. 2000. Etude prospective du secteur forestier en Afrique. Algérie. FAO, Rome, 60 p. www.fao.org/DOCREP/X6771F/X6771F02.htm.

Feoli E, Giacomich P, Mignozzi K. 2003. Monitoring desertification risk with an index integrating climatic and remotely sensed data. An example from the coastal area of Turkey. *Management of Environmental Quality*. 14 (1), 10-21.

Fichera CR, Modica G, Pollino M. 2012. Land Cover classification and change-detection analysis using multi-temporal remote sensed imagery and landscape metrics. *European Journal of Remote Sensing*. 45, 1-18.

Fisher B, Bateman I and Kerry Turner R. 2011. Valuing Ecosystem Services: Benefits, Values, Space and Time. *Ecosystem Services Economics*. Paper n°3. 12p.

Foody GM. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*. 80, 185-201. Professional Paper, 964, 28.

Forest Service of El Tarf, 2013. [Annual assessment of cork harvesting in national forests of El Tarf]. Forest Service of El Taref 2013. French.

Fung T and Le Drew E. 1988. The Determination of Optimal Threshold Levels for Change Detection Using Various Accuracy Indices. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 54 (10), 1449-1454.

Gee, K, Burkhard B. 2010. Cultural ecosystem services in the context of offshore wind farming: A case study from the west coast of Schleswig-Holstein. *Ecological Complexity*. doi:10.1016/j.ecocom.2010.02.008.

Gehu J M, Kaabeche M, Gharzouli R. 1994. Phytosociologie et typologie des habitats des rives des lacs de la région de El Kala (Algérie). In: Colloque "la syntaxonomie et la synsystème Européenne, comme Base Typologique des Habitats". Bailleul 93. Coll. Phytosoc., XXII, 297-329.

Gérard J. 1987. Traitement informatique de l'image satellitaire. *Le Bulletin De L'EPI* N° 47.

Ghazi A. 2009. Rapport national de réflexion sur le secteur des forêts. Programme des nations unies pour le développement. p. 21.

Gharzouli R et Djellouli Y. 2005. Diversité floristique de la Kabylie des Babors (Algérie). *Sécheresse*; 16 (3) : 217-23.

Gounot M. 1969. Méthode d'étude quantitative de la végétation [Quantitative methods for vegetation studies]. Editions Masson, Paris. p.314. French.

Griffiths GH. 1988. Monitoring Urban Change From Landsat TM and Spot Satellite Imagery by Image Differencing. Proceedings of IGRASS '88 Symposium, Edinburgh, Scotland, 13-16 Sept, 1988. Published by ESA Publications Division.

Guray E. 2008. Reconnaissance d'objets cartographiques dans les images satellitaires à haute résolution .thèse doctorat, Option : informatique, université paris des cartes, pp 158.

Habert E. 2000. Qu'est-ce qu'un système d'information géographique ? Laboratoire de cartographie appliquée, pp. 13.

Haines-Young R, Potschin M, Rollett A, Tantram D. 2008. England's Upland Ecosystem Services: Phase I. Final Report to Natural England. p14. NE Project Code: FST20/79/023. CEM Report N° 9.

Haines-Young R. 2009. Land Use and Biodiversity Relationships. *Land Use Policy*. 26(1), 178-186.

Haines-Young R. and Potschin M. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.

Halder A, Ghosh A, Ghosh S. 2011. Supervised and unsupervised landuse map generation from remotely sensed images using ant based system. *Applied Soft Computing*. 11, 5770-5781.

Hauck J, Görg C, Varjopuro R, Ratamáki O, Maes J, Wittmer H, Jax K. 2013. "Maps have an air of authority": Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision-making. *Ecosystem Services*, *Ecosystem Services*. 4: 25–32.

Homewood KM. 1993. Livestock Economy and Ecology in El Kala, Algeria: Evaluating Ecological and Economic Costs and Benefits in Pastoralist Systems. Network paper. Volume 35, Partie 1 de Paper (Overseas Development Institute (London, England). Pastoral Development Network). ODI Pastoral Development Network. 19 p.

IAAT. 2003. Cahier méthodologique sur la mise en œuvre d'un SIG, (http://www.iaat.org/ressources/methodo_formation.php).

Int.1. <http://www.institutduliege.com/repartition.php>

Int.2. <http://www.dgf.gov.dz/>

Int.3. <http://glcf.umiacs.umd.edu/> (The Global Land Cover Facility)

IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. p.1535.

Jax K, David N. Barton, Kai M.A. et al. 2013. Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics*. 93 : 260–268.

Jensen JR. 1996. Introductory Digital Image Processing. A Remote Sensing Perspective. Second edition. Prentice Hall. Upper saddle River, New Jersey, pp. 318.

Joannon M. et Tirone L. 1990. La Méditerranée dans ses états. In: Méditerranée, tome 70, 1-2. La Méditerranée dans ses états. pp. 5-71. doi : 10.3406/medit.1990.2643

JORA. 1993. Journal Officiel de la République Algérienne. N° 78. 28-11-1993 Décret exécutif N° 93-285. 9 Joumada Ethania 1414/ 23 Novembre 1993 relatif à la liste des espèces protégées non cultivées. p.7.

Kandziora M, Brkhard M, Muller F. 2013. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services*. 4: 47–59.

Khaznadar M. et 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*. Vol. 7, No. 1. 231-244.

Kosmas C, Danalatos NG, Lopez-Bermudez F, Roereo Diaz MA. 2002. The effect of land Use on soil Erosion and Land Degradation under Mediterranean Conditions. In *Mediterranean Desertification: A mosaic of Processes and responses*. Edited by N.A. Geeson, C.J. Brant and J.B. Thornes. John Wiley & Sons, Ltd. pp.440.

Lasanta T, Vicente-Serrano SM. 2012. Complex land cover change processes in semiarid Mediterranean regions : An approach using Landsat images in northeast Spain. *Remote Sensing of Environment*. 124, 1-14. doi:10.1016/j.rse.2012.04.023

Lassieur S. 2006. Utilisation de la télédétection et des techniques SIG pour détecter et prévenir les activités de déforestation illégales. Rapport de Stage Master 2^{ème} Année, SIG et gestion de l'espace, Université JEAN MONNET, France, pp. 45.

Le Clec'h S, Ddufour S, Oszwald J, Grimaldi M, Jégou N. 2014. Spatialiser les services écosystémiques, un enjeu méthodologique et plus encore. Chapitre 8. pp 205-223. In Arnould de Sartre et al., *Political ecology des services écosystémiques*. Peter Lang éditions.

Ledant JP, Jacob JP, Malher F, Ochando B, Roche J. 1981. Mise à jour de l'avifaune algérienne [Update of Algerian avifauna]. *Gerfaut*, 71: 295-398. French.

Leh M.D.K. Matlock M, C. Cummings E and L. Nalley L. 2013. Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 165. 6-18.

Li P, Jiang L and Feng Z. 2014. Cross-Comparison of Vegetation Indices Derived from Landsat-7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) and Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) Sensors. *Remote Sens*. 6, 310-329; doi:10.3390/rs6010310

Lillesand T, Kiefer RW, Chipman J. 2008. *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons; 6th Edition. ISBN-10: 0470052457. ISBN-13: 978-0470052457. 768p.

Lussault, M. & Lévy, J. 2003. *Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés*.

Mace G. M, Norris Ken N and Fitter A H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*. Vol. 27, No. 1. 19-26.

Maes J, Braat L, Jax K, Hutchins M, Furman E, Termansen M et al. 2012. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis phase 2. Synthesis report. PEER Report No 4. Ispra: Partnership for European Environmental Research.

Maguire D. J, M. F. Goodchild D.W. Rhind. 1991. *Geographical Information Systems. Principles and Applications*, New-York, USA, Longman Scientific and Technical.

Marañón T., Ibáñez B., Anaya-Romero M., Muñoz-Rojas and Pérez-Ramos I. M. 2012. Oak trees and woodlands providing ecosystem services in Southern Spain. *Conference Proceedings: Trees beyond the Wood. An exploration of concepts of woods, forests and trees*: 369-78.

Mas JF. 1999. Monitoring land cover change: a comparison of change detection techniques. *Int. J. Remote Sensing*. 20, 139-152.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Médail F, Quézel P. 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the

Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 84: 112–127.

Medail F and Quézel P. 1999. Biodiversity Hotspot in the Mediterranean Basin: Setting global conservation Priorities. *Conservation Biology*. 13 (6), 1510-1513.

M'herit O. 2009. La forêt méditerranéenne : espace écologique, richesse économique et bien social. *Archive de documents de la FAO*. p. 15.

Milcu A, Ioana J, Hanspach D, Abson and Fischer J. 2013. Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. *Ecology and Society*. 18(3), 44. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05790-180344>.

Ministry of Environment and Land management (Algeria). 2002. National Plan for Environmental actions and Sustainable Management.

Mooney H, Larigauderie A, Cesario M, Elmquist T, Hoegh-Guldberg O, Lavorel S, Mace GM, Palmer M, Scholes R, and Yahara T. 2009. Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 1:46-54.

Morgan NC, Boy V. 1982. An ecological survey of standing water in North West Africa, 1: Rapid survey and classification. *Biological Conservation*. 24: 5-44.

Müller F, de Groot R, Willemen L. 2010. Ecosystem Services at the Landscape Scale: The Need for Integrative Approaches. *Landscape Online*. 23: 1-11.

Nahuelhual L, Carmona A, Lozada P, Jaramillo A, Aguayo M. 2013. Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: An application at the local level in Southern Chile. *Applied Geography*. 40: 71-82.

Naidoo R, Balmford A, Costanza R, Fisher B, Green RE, Lehner B, Malcolm TR, Ricketts TH. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proc. Natl Acad. Sci. USA*. 105: 9495–9500.

Ni J. 2001. Carbon storage in terrestrial ecosystems of China: Estimates at different spatial resolutions and their responses to climate change. *Climatic Change*. 49: 339–358.

Ninan KN, Inoue M. 2013. Valuing forest ecosystem services: What we know and what we don't. *Ecological Economics*. 93: 137–149.

Nivet C, Bonhême I, et Jean-Luc Peyron JL. 2012. Les indicateurs de biodiversité forestière. Synthèse des réflexions issues du programme de recherche «Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques». Paris, Gip Ecofor-MEDDE, 144 p.

Olson JS, Watts JA, Allison LJ. 1985. Major World Ecosystem Complexes Ranked by Carbon in Live Vegetation: A Database, NDP- 017, Carbon dioxide Inf. Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge. TN

OPOCE (Office des publications officielles des Communautés européennes), 2001. Manuel des concepts relatifs aux systèmes d'information sur l'occupation et l'utilisation des sols. Luxembourg. ISBN 92-894-0433-7. pp. 96.

Oulmouhoub S. 2005. Gestion multi usage et conservation du patrimoine forestier : Cas des subéraies du parc d'El Kala. Institut agronomique méditerranéen de Montpellier ; CIHEAM-IAMM 2005.

Ozenda, P. 1986. La cartographie écologique et ses applications. Masson, Paris New York Barcelone.

Peijun D, Xingli L, Wen C, Yan L, Huanpeng Z. 2010. Monitoring urban land cover and vegetation change by multi-temporal remote sensing information. *Mining Science and Technology*. 20, 922-932.

Peng J, Wu J, Yin H, Chang Q and Mu T. 2008. Rural land use change during 1986–2002 in Lijiang, China, based on remote sensing and GIS data. *Sensors*. 8, 8201–8223. doi:10.3390/s8128201

Plieninger T, Dijks S, Oteros-Rozas E and Bieling C. 2013. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy*. 33, 118– 129.

Poidevin D. 1998. Manuel de cartographie. Ellipses Marketing, pp 96.

Portman ME. 2013. Ecosystem services in practice: Challenges to real world implementation of ecosystem services across multiple landscapes- A critical review *Applied Geography*. 45. 185-192

Quézel P. Santa S. 1962-1963. Nouvelle Flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales [New flora of Algeria and meridional desert areas]. Ed. C.N.R.S., Paris, T.I and T.II, pp. 1170. French

Quézel P. 1976. Les chênes sclérophylles en région méditerranéenne. *Options Méditerranéennes* n°35. 25-29.

Quézel P, Médail F, Loisel R and Barbero M. 1999. Biodiversity and conservation of forest species in the Mediterranean basin. *Unasylva*. 197: 21-28.

Quijas S and Balvanera P. 2013. Biodiversity and Ecosystem Services. In: Levin S.A. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*, second edition, Volume 1, pp. 341-356. Waltham, MA: Academic Press.

Reyers B, O'Farrell PJ, Cowling RM, Egoh BN, Le Maitre DC and Vlok JHJ. 2009. Ecosystem services, land-cover change, and stakeholders: finding a sustainable foothold for a semiarid biodiversity hotspot. *Ecology and Society*. 14(1): 38.

Reyers B, Polasky S, Tallis H, Mooney H A, and Larigauderie A. 2012. Finding Common Ground for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience*. 62 (5). 503-507.

Robert M. 2002. La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure Gestion de terres. Rapport sur les ressources en sols du monde. FAO. Rome. p 59.

Rodeghiero M, Rubio A, Díaz-Pinés E, Romanyà J. et al. 2011. Soil carbon in Mediterranean ecosystems and related management problems. In: *Soil carbon in sensitive European ecosystems:*

from science to land management (editors: Jandl R. Alm J. Vesterdal L. Olsson, M. et al.): Wiley: 176-218. ISBN: 978-1-1199-7001-9.

Rozenstein O, Karnieli A. 2011. Comparison of methods for land-use classification incorporating remote sensing and GIS inputs. *Applied Geography*. 31, 533-544.

Salles JM. 2011. Valuing Biodiversity and Ecosystem Services: Why put Economic Values on Nature? » *Comptes Rendus Biologies*. 334. (5-6):469-482.

Schagner JP, Brander L, Maes J, Hartje V. 2013. Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects. *Ecosystem Services*. 4: 33–46.

Schneiders A, Van Daele T, Van Landuyt W, Van Reeth W. 2012. Biodiversity and ecosystem services: Complementary approaches for ecosystem. *Ecological Indicators* 21. 123-133.

Seigue, A. 1985. La forêt circum-méditerranéenne et ses problèmes. Maison neuve et Larose, Paris. 502 p.

Seppelt R, Dormann CF, Eppink FV, Lautenbach S, Schmidt S. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*. 48: 630–636.

Serpantié G, Méral P, Bidaud C. 2012. Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques : éléments pour l'histoire et l'interprétation d'une idée écologique. *Vertigo*, 12 (3), 25 p.

Short N.M. 2000. Remote Sensing Tutorial. Edition NASA. [En ligne] [http:// rst. gsfc.nasa.gov/](http://rst.gsfc.nasa.gov/).

Satellite Imaging Corporation: SIC 2007. Characterization of Satellite Remote Sensing Systems. http://news.satimagingcorp.com/2007/05/characterization_of_satellite_remote_sensing_systems.html

Singh A. 1989. Review Article: Digital change detection techniques using remotely sensed data. *Int. J. Remote Sensing*. 10, 989-1003.

Sinha P. and Kumar L. 2013. Independent two-step thresholding of binary images in inter-annual landcover change/no-change identification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 81, 31-43.

Sitayeb T et Benabdeli K .2008. Contribution à l'étude de la dynamique de l'occupation des sols de la plaine de la Macta (Algérie) à l'aide de la télédétection et des systèmes d'information géographique. *C. R. Biologies* 331. 466–474.

Skinner J, Smart M. 1984. The EI Kala wetlands of Algeria and their use by waterfowl. *Wildfowl*. 35, 106-118

Smith N, Deal R, Kline J, Blahna D, Patterson T, Spies TA, Benett K. 2011. Ecosystem services as a framework for forest stewardship: Deschutes National Forest Overview. USDA, General Technical Report PNW-GTR-852. p. 46.

Soudani, K. 2005. Introduction générale à la télédétection (Version 1.0). Université Paris Sud XI, pp. 26.

Soussana JF. 2014. Le rôle des sols dans le cycle du carbone. *Géosciences*. 8. 32-39.

Stevenson AC, Skinner J, Hollis GE, Smart M. 1988. The El Kala National Park and Environs, Algeria: An Ecological Evaluation. *Environmental Conservation*. 15 (04), 335- 348.

Stenger, A., Harou, P. & Navrud, S. , 2009. Valuing environmental goods and services derived from the forests. *Journal of Forest Economics*, 15:1-14.

Stevenson AC, Skinner J, Hollis GE, Smart M. 1988. The El Kala National Park and Environs, Algeria: An Ecological Evaluation. *Environmental Conservation*. Volume 15(04):335 – 348.

Stringer L.C, Dougill A.J, et al. 2012. Challenges and opportunities in linking carbon sequestration, livelihoods and ecosystem service provision in drylands. *Environmental Science and Policy*, v.19-20, pp.121-135.

TEEB (2010). L'Économie des écosystèmes et de la biodiversité : Intégration de l'Économie de la nature. Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB.

Terras M. 2011. Typologie, cartographie des stations forestières et modélisations des peuplements forestiers. Cas des massifs forestiers de la wilaya de Saida (Algérie). Thèse de doctorat. Université Abou Bakr Belkaid Tlemcen. p.401.

Thomas JP. 1975. Ecologie et Dynamisme de la Végétation des Dunes Littorales et des Terrasses Sableuses Quaternaires de Jijel à El Kala (Est Algérien). [Ecology and Dynamic of coastal dunes and Quaternary sandy terraces from Jijel to El Kala (East Algeria)]. INA Internal Report, El Harrach, Algiers, Algeria. p. 113.French.

UICN France. 2013. Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 2.1 : les écosystèmes forestiers. Paris, France.

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, 589- 605.

Vihervaara P, Kumpula T, Tanskanen A, Burkhard B. 2010. Ecosystem services- A tool for sustainable management of human-environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity*. 7(3): 410-420.

Willis KJ, Jeffers ES, Tovar C, Long PR, Caithness N, Smit MGD, Collin-Hansen C,

Weissenberger J, Hagemann R. 2012. Determining the ecological value of landscapes beyond protected areas. *Biological Conservation*. 147: 3–12.

Weng, Q. 2010. Remote sensing and GIS integration : theory, methods, and applications. Mcgraw-hill professional ;, New York, N.Y.

WWF. 2001. Les forêts de Méditerranée, une nouvelle stratégie de conservation. WWF Programme Méditerranée .p. 15.

WWF. 2006. Cork screwed ? Environmental and economic impacts of the cork stoppers market. A WWF report. WWF/MEDPO. p. 36.

Xu D and Guo X. 2014. Compare NDVI Extracted from Landsat 8 Imagery with that from Landsat 7 Imagery. *American Journal of Remote Sensing*.2 (2), 10-14. doi: 10.11648/j.ajrs.20140202.11

Yahi N et Benhouhou S. 2011. Rapports nationaux et études de cas : Algérie. Chapitre 3. 33-37. In : *Zones importantes pour les plantes en Méditerranée méridionale et orientale : sites prioritaires pour la conservation*. Sous la direction de Radford EA, Catullo G. et Montmollin B. Gland, Suisse et Málaga, Espagne : UICN VIII + 124. ISBN 978-2-8317-1372-4.

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.

Zinke PJ, Stangenberger AG, Post WM, Emmanuel WR, Olson JS. 1984. Worldwide Organic Soil Carbon and Nitrogen Data. ORNLITM-8857, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Functions, goods and services of natural and semi-natural ecosystems

Functions	Ecosystem processes and components	Goods and services (examples)
<i>Regulation Functions</i>	<i>Maintenance of essential ecological processes and life support systems</i>	
1 Gas regulation	Role of ecosystems in bio-geochemical cycles (e.g. CO ₂ /O ₂ balance, ozone layer, etc.)	1.1 UVb-protection by O ₃ (preventing disease). 1.2 Maintenance of (good) air quality. 1.3 Influence on climate (see also function 2.)
2 Climate regulation	Influence of land cover and biol. mediated processes (e.g. DMS-production) on climate	Maintenance of a favorable climate (temp., precipitation, etc) for, for example, human habitation, health, cultivation
3 Disturbance prevention	Influence of ecosystem structure on dampening env. disturbances	3.1 Storm protection (e.g. by coral reefs). 3.2 Flood prevention (e.g. by wetlands and forests)
4 Water regulation	Role of land cover in regulating runoff & river discharge	4.1 Drainage and natural irrigation.
5 Water supply	Filtering, retention and storage of fresh water (e.g. in aquifers)	4.2 Medium for transport Provision of water for consumptive use (e.g. drinking, irrigation and industrial use)
6 Soil retention	Role of vegetation root matrix and soil biota in soil retention	6.1 Maintenance of arable land. 6.2 Prevention of damage from erosion/siltation
7 Soil formation	Weathering of rock, accumulation of organic matter	7.1 Maintenance of productivity on arable land. 7.2 Maintenance of natural productive soils
8 Nutrient regulation	Role of biota in storage and re-cycling of nutrients (eg. N,P&S)	Maintenance of healthy soils and productive ecosystems
9 Waste treatment	Role of vegetation & biota in removal or breakdown of xenic nutrients and compounds	9.1 Pollution control/detoxification. 9.2 Filtering of dust particles. 9.3 Abatement of noise pollution
10 Pollination	Role of biota in movement of floral gametes	10.1 Pollination of wild plant species. 10.2 Pollination of crops
11 Biological control	Population control through trophic-dynamic relations	11.1 Control of pests and diseases. 11.2 Reduction of herbivory (crop damage)
<i>Habitat Functions</i>	<i>Providing habitat (suitable living space) for wild plant and animal species</i>	Maintenance of biological & genetic diversity (and thus the basis for most other functions)
12 Refugium function	Suitable living space for wild plants and animals	Maintenance of commercially harvested species
13 Nursery function	Suitable reproduction habitat	13.1 Hunting, gathering of fish, game, fruits, etc. 13.2 Small-scale subsistence farming & aquaculture
<i>Production Functions</i>	<i>Provision of natural resources</i>	
14 Food	Conversion of solar energy into edible plants and animals	14.1 Building & Manufacturing (e.g. lumber, skins). 14.2 Fuel and energy (e.g. fuel wood, organic matter). 14.3 Fodder and fertilizer (e.g. krill, leaves, litter).
15 Raw materials	Conversion of solar energy into biomass for human construction and other uses	15.1 Improve crop resistance to pathogens & pests. 15.2 Other applications (e.g. health care)
16 Genetic resources	Genetic material and evolution in wild plants and animals	16.1 Drugs and pharmaceuticals. 16.2 Chemical models & tools. 16.3 Test- and assay organisms
17 Medicinal resources	Variety in (bio)chemical substances in, and other medicinal uses of, natural biota	Resources for fashion, handicraft, jewelry, pets, worship, decoration & souvenirs (e.g. furs, feathers, ivory, orchids, butterflies, aquarium fish, shells, etc.)
18 Ornamental resources	Variety of biota in natural ecosystems with (potential) ornamental use	
<i>Information Functions</i>	<i>Providing opportunities for cognitive development</i>	
19 Aesthetic information	Attractive landscape features	Enjoyment of scenery (scenic roads, housing, etc.)
20 Recreation	Variety in landscapes with (potential) recreational uses	Travel to natural ecosystems for eco-tourism, outdoor sports, etc.
21 Cultural and artistic information	Variety in natural features with cultural and artistic value	Use of nature as motive in books, film, painting, folklore, national symbols, architect., advertising, etc.
22 Spiritual and historic information	Variety in natural features with spiritual and historic value	Use of nature for religious or historic purposes (i.e. heritage value of natural ecosystems and features)
23 Science and education	Variety in nature with scientific and educational value	Use of natural systems for school excursions, etc. Use of nature for scientific research

ANNEXE 2

Potential indicators for determining (sustainable) use of ecosystem services.

	Services comments and examples	Ecological process and/or component providing the service (or influencing its availability)= functions	State indicator (how much of the service is present)	Performance indicator (how much can be used/provided in sustainable way)
Provisioning				
1	Food	Presence of edible plants and animals	Total or average stock in kg/ha	Net Productivity (in kcal/ha/year or other unit)
2	Water	Presence of water reservoirs	Total amount of water (m ³ /ha)	Max sust. water-extraction (m ³ /ha/year)
3	Fiber & Fuel & other raw materials	Presence of species or abiotic components with potential use for timber, fuel or raw material	Total biomass (kg/ha)	Net productivity (kg/ha/year)
4	Genetic Materials: genes for resistance to plant pathogens	Presence of species with (potentially) useful genetic material	Total "gene bank" value (e.g. number of species & sub-species)	Maximum sustainable harvest
5	Biochemical products and medicinal resources	Presence of species or abiotic components with potentially useful chemicals and/or medicinal use	Total amount of useful substances that can be extracted (kg/ha)	Maximum sustainable harvest (in unit mass/area/time)
6	Ornamental species and/or resources	Presence of species or abiotic resources with ornamental use	Total biomass (kg/ha)	Maximum sustainable harvest
Regulating				
7	Air quality regulation: (e.g. capturing dust particles)	Capacity of ecosystems to extract aerosols & chemicals from the atmosphere	Leaf area index NOx-fixation, etc.	Amount of aerosols or chemicals "extracted"—effect on air quality
8	Climate Regulation	Influence of ecosystems on local and global climate through land-cover and biologically-mediated processes	Greenhouse gas-balance (esp. C-sequestration); Land cover characteristics, etc.	Quantity of Greenhouse gases, etc. fixed and/or emitted — effect on climate parameters
9	Natural Hazard mitigation	Role of forests in dampening extreme events (e.g. protection against flood damage)	Water-storage (buffer) capacity in m ³	Reduction of flood-danger and prevented damage to infrastructure
10	Water regulation	Role of forests in water infiltration and gradual release of water	Water retention capacity in soils, etc. or at the surface	Quantity of water retention and influence of hydro-logical regime (e.g. irrigation)
11	Waste treatment	Role of biota and abiotic processes in removal or breakdown of organic matter, xenic nutrients and compounds	Denitrification (kg N/ha/y); Immobilization in plants and soil	Max amount of chemicals that can be recycled or immobilized on a sustainable basis.
12	Erosion protection	Role of vegetation and biota in soil retention	Vegetation cover Root-matrix	Amount of soil retained or sediment captured
13	Soil formation and regeneration	Role of natural processes in soil formation and regeneration	E.g. bio-turbation	Amount of topsoil (re)generated per ha/year
14	Pollination	Abundance and effectiveness of pollinators	Number & impact of pollinating species	Dependence of crops on natural pollination
15	Biological Regulation	Control of pest populations through trophic relations	Number & impact of pest-control species	Reduction of human diseases, live-stock pests, etc.
Habitat or supporting				
16	Nursery habitat	Importance of ecosystems to provide breeding, feeding or resting habitat for transient species	Number of transient species & individuals (esp. with commercial value)	Dependence of other ecosystems (or "economies") on nursery service
17	Genepool protection	Maintenance of a given ecological balance and evolutionary processes	Natural biodiversity (esp. endemic species); Habitat integrity (irt min. critical size)	"Ecological Value" (i.e. difference between actual and potential biodiversity value)
Cultural & amenity				
18	Aesthetic: appreciation of natural scenery (other than through deliberate recreational activities)	Aesthetic quality of the landscape, based on e.g. structural diversity, "greenness", tranquility	Number/area of landscape features with stated appreciation	Expressed aesthetic value, e.g.: Number of houses bordering natural areas # users of "scenic routes"
19	Recreational: opportunities for tourism and recreational activities	Landscape-features Attractive wildlife	Number/area of landscape & wildlife features with stated recreational value	Maximum sustainable number of people & facilities Actual use
20	Inspiration for culture, art and design	Landscape features or species with inspirational value to human arts, etc.	Number/area of Landscape features or species with inspirational value	#books, paintings, etc. using ecosystems as inspiration
21	Cultural heritage and identity: sense of place and belonging	Culturally important landscape features or species	Number/area of culturally important landscape features or species	Number of people "using" forests for cultural heritage and identity
22	Spiritual & religious inspiration	Landscape features or species with spiritual & religious value	Presence of Landscape features or species with spiritual value	Number of people who attach spiritual or religious significance to ecosystems



INNSPUB

RESEARCH PAPER

Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)

ISSN: 2220-6663 (Print) 2222-3045 (Online)

Vol. 7, No. 1, p. 231-244, 2015

<http://www.innspub.net>**OPEN ACCESS**

Vegetation and land cover change in the National park of EL Kala: Application of NDVI differencing and classification analysis

Mouna Khaznadar*, Mohammed Fenni

Department of Agronomy, Sétif 1 University, Sétif, Algeria

Article published on July 12 2015

Key words: Change Detection, NDVI Differencing, Vegetation, Land Cover, National Park of El Kala.

Abstract

In this study, vegetation and land cover change were investigated in order to understand the nature and dynamic of changes occurred in the National Park of El-Kala (Algeria) between years 2002 and 2013. Landsat images, remote sensing techniques and GIS tools were the key elements to achieve this study. The 2013 NDVI image was subtracted from the 2002 one, and the resulting NDVI differencing image was classified into three categories: positive, negative and no change. Assessment was satisfactory with an overall accuracy of 98.14% and Kappa coefficient of 0.97. Areas affected by vegetation loss are mainly found in the east and south part of the park, whereas areas with vegetation gain are located around water bodies. Regarding land cover change, two unsupervised classifications were applied and seven land cover classes were defined in both images. Based on field knowledge and statistics' comparison, land cover classes affected by areas' decrease are Dense forest (-0.96 %), Uncultivated land (-3.99 %) and Barren land (-6.56 %). In contrast, land cover classes with positive change are: Water body (+2.01 %); Open forest (+4.93 %), Cultivated land (+4.45 %) and Urban (+3.66 %). The main causes for these changes are: Expansion of urban tissue and new infrastructures, degradation of dense forests due to human pressures mainly grazing and clearing, intensification of agriculture activities with uncontrolled irrigation and last but not least, forest fires in summers due to long droughts periods and holiday rush.

*Corresponding Author: Mouna Khaznadar ✉ mounakhaznadar@gmail.com

Introduction

The Mediterranean basin includes some of the highest levels of plant diversity of any region on Earth (Allen, 2003). According to Medail and Quézel (1999), 10% of higher plants can be found in the Mediterranean which represents only 1.6% of the Earth's surface and 10.8 species every km². However, in the last decades, the expansion of cultivated areas at the expense of forests indicates significant ecological alterations due to deforestation and the break-up of the natural equilibrium between cultivation, grazing and forestry (Kosmas *et al.*, 2002).

Land cover in many regions all over the world is facing considerable and rapid changes, especially in areas where there is a high anthropogenic pressure. These changes are mainly expressed through dramatic urban expansion, agricultural intensification, conversion of natural vegetation to agricultural crops and exploitation of forest resources. Changes in land cover result in changes in radiance values caused by others factors such as differences in atmospheric conditions, in soil moisture and differences in sun angles (Singh, 1989; Mas, 1999). Land cover changes can be used to describe changes in urban settlements and vegetation patterns as an important indicator of urban ecological environments (Peijun *et al.*, 2010). Furthermore, land cover changes are key drivers of changes in biodiversity at global, national and local scales (Haines-Young, 2009). Algeria, like many developing countries is prone to increased land cover changes caused by extensive cultural practices, urbanisation patterns and other anthropogenic factors, mainly grazing and clearing.

One of the major applications of remotely-sensed data is change detection because of repetitive coverage at short intervals and consistent image quality. It is useful in land use change analysis, monitoring of shifting cultivation, assessment of deforestation, and other environmental changes (Singh, 1989).

Change detection has become a useful approach for

scientists to observe changes in vegetation and land cover over large areas. This concept is based on the comparison of differences in the spectral and temporal characteristics of satellite images taken at different times, to identify whether any changes have occurred in the landcover. According to Jensen (1996), the fundamental assumption of change detection is that the difference between spectral responses of the same area will be large if land cover has changed between two dates.

Different techniques are used therefore depending on the purpose of each study, such as post classification comparison; principal components analysis; change vector analysis; temporal image differencing and rationing (Lillesand *et al.*, 2008).

A common approach widely used for quantifying changes in land cover involves comparison between two independently classified imagery data (Singh, 1989; Lasanta and Vicente-Serrano, 2012). The so-called post classification comparison (PCC) method offers the advantage to allow the production and the update of GIS databases, as class/categories are given, and quantitative values of each class can be determined (Fichera *et al.*, 2012).

In vegetation studies, the ratios, commonly known as vegetation indices, have been developed for the enhancement of spectral differences on the basis of strong vegetation absorbance in the red and strong reflectance in the near-infrared part of the spectrum (Singh, 1989). The most widely used vegetation index is the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (Feoli, *et al.*, 2003).

According to Lillesand *et al.*, (2008), the NDVI helps compensate for changing illumination conditions, surface slope, aspect, and other extraneous factors. It is used also for investigating numerous phenomena such as vegetation seasonal dynamics, leaf area index, biomass estimation and percentage ground cover determination. The NDVI is calculated according to

the formula: $NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$, where NIR is the near infra-red response for a given pixel and R is the red response (Jensen, 1996).

NDVI indicates presence or absence of vegetation and its intensity. Therefore, its comparison may provide information on quantitative and qualitative changes in land cover, given that vegetation is the primary indicator of land cover and its (Alphan and Derse, 2013). This analysis is carried out by applying image differencing, which is the most widely used technique for change detection. It is based on the subtraction of the digital pixel values of an image from one date from the corresponding pixel values for a different date (Singh, 1989).

In this work, NDVI images were derived from two Landsat images taken in years 2002 and 2013. A NDVI differencing technique was used in a GIS

environment to produce an NDVI differencing map. In a second step, two unsupervised classification were applied to produce land cover maps corresponding to the 2002 and 2013 images. The resulting land cover classes were quantified and compared. Therefore, this study aims to analysing vegetation and land cover change and determining the major causes of changes that occurred in the National Park of El Kala, northeast Algeria.

Materials and methods

Study area

The National Park of El Kala is situated in the extreme Northeast of Algeria, bounded by the Mediterranean sea to the North and Tunisia to the East, and lies between 36°55' to 36°90'N and 08°16' to 08°43'E (Fig. 1).

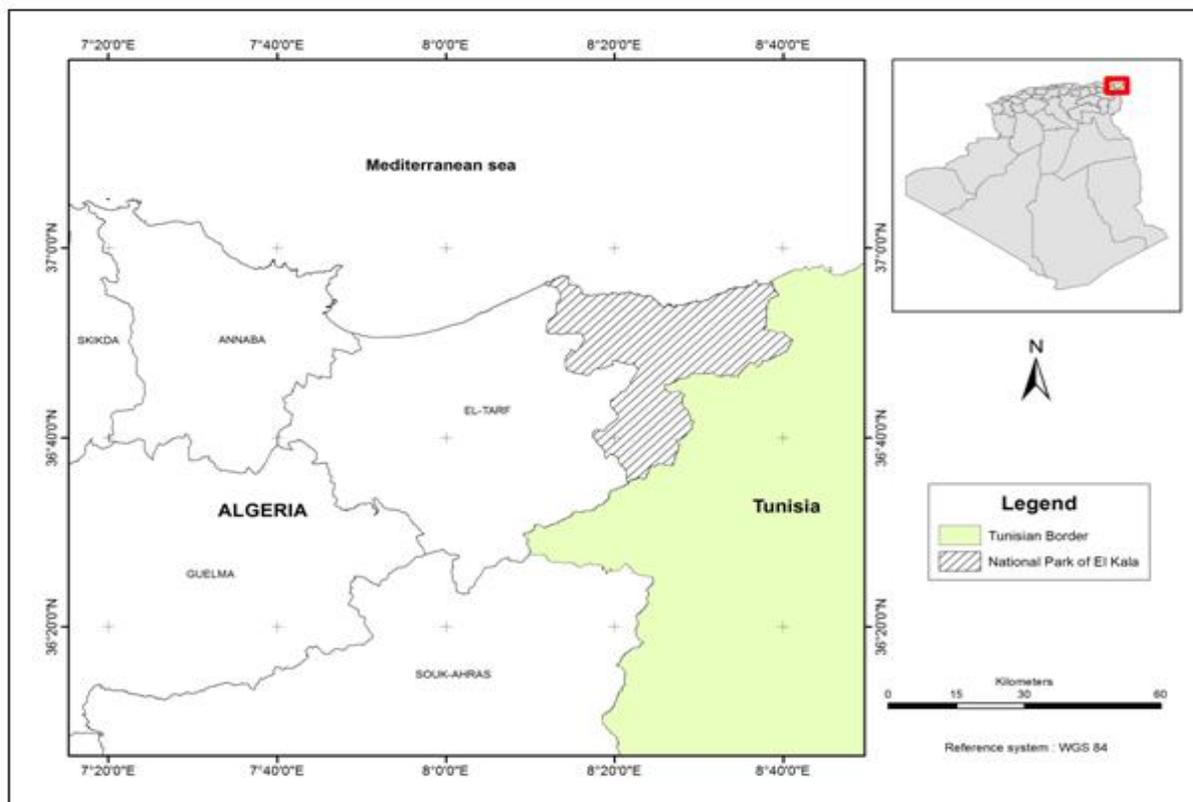


Fig. 1. Location map of the National Park of El Kala. Algeria.

The park covers an area of around 76438 ha, where 140000 habitants live. The landscape is typically

Mediterranean with varied ecosystems, including a mosaic of evergreen sclerophyllous forests, lakes,

mountains, scrubs, coastal and marine areas. The park is well known for its unique wetland network, from which two are on the RAMSAR list of wetlands of international importance. Furthermore, it has been designated by the UNESCO as a Man and Biosphere reserve in 1990. The climate is Mediterranean, with mild and rainy winters, hot and moist summers. Vela and Benhouhou (2007) highlighted that the park is a hotspot for biodiversity in the Mediterranean Basin. Eight hundred and forty (840) plant species are found in the park, representing a third of the Algerian flora. Twenty seven of these species are classified nationally as rare species, 11 are IUCN Red List species and 19 endemics (Yahi *et al.*, 2012). Among the existing species: *Quercus suber*, *Quercus faginea*, *Pinus pinaster*, *Alnus glutinosa*, *Erica arborea*, *Arbutus unedo*, *Myrtus communis*, *pistacia lentiscus*, and the Algerian rarity *Nymphaea alba* and *Nata repens*. The park is a habitat for 29 mammals, from which the rare and endangered Barbary deer (*Cervus elaphus barbarus*), jackal (*Canis mesomelas*) and wild cats (*Felis sylvestris*). Thousands of birds are found in the wetlands: purple heron (*Ardea purpurea*), marbled duck (*Marmaronetta angustirostris*) and the very rare white-headed duck (*Oxyura leucocephala*).

Urban population is focused near the coasts (52 %), while rural population (48 %) lives in villages spread over the park area. Local economy is mainly based on agriculture, livestock and forest activities. A large influx of tourists flock the area in summers, regarding the natural potential of the park. In 2012, the number of tourists and holidaymakers was 2698365 (Directorate of Tourism of El Tarf, 2014).

Data acquisition

In this study, two satellite images were used. The first image was a Landsat 7 ETM+ acquired in 25/05/2002, and the second one is a Landsat 8 OLI captured in 16/06/2013. Both images were downloaded freely from the Global Land Cover Facility (GLCF) web page (<http://glcf.umd.edu>).

The acquisition dates were chosen according to the

availability of data and to reduce negative impacts of plant phenology and soil humidity. Images should be obtained as close to the anniversary date and the same time of day as possible in order to reduce the effects of seasonal changes in vegetation (Mass, 1999) and minimise sun angle and seasonal difference (Lillesand *et al.*, 2008).

However, it is important to highlight that the Landsat 8 images have narrower red (R) and near infrared (NIR) bands than ETM+ images (Table 1). This is an important point to check when extracting the normalised Difference Vegetation Index (NDVI). In recent studies, it was found that when using the two sensor's data, the difference of vegetation indices comparison showed that there were subtle differences between both sensors, which demonstrated high similarity (Li *et al.*, 2014; Xu and Guo, 2014).

Google earth images, local statistics and field data were used as ancillary data in this study.

Image Preprocessing

Prior to image classification, preprocessing of remote sensed data is required. The two major techniques used in preprocessing are geometric and radiometric corrections. To enable change detection to be analysed from the satellite imagery, the data must be co-registered and preferably matched to a map projection system (Griffiths, 1988). Jensen (1996) recommends a root mean square error (RMSE) of 0.5 pixel or better when applying geometric corrections.

For this study, the first Landsat 7 (projected on the UTM 31 system/WGS 84 datum) was used as base for image-to-image registration of the Landsat 8 image using the ArcGIS 10.1 software. Twelve (12) ground control points were used with a first order polynomial transformation and bilinear interpolation for image transformation.

Atmospheric effects were removed and images were radiometrically normalized according to the Cos (t) Model (Chavez, 1996). As the Vegetation Index (NDVI) analyses require only Red and near infrared

bands, we applied atmospheric corrections to bands 3 and 4 of Landsat 7 and bands 4 and 5 of Landsat 8. Atmospheric correction parameters are provided in Table 2.

NDVI and NDVI differencing

From the two selected Landsat images, NDVI images and statistics were derived according to the formula:

$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$. Then, the Landsat 8 (2013) was subtracted from the Landsat 7 (2002) to produce an NDVI difference image.

In order to distinguish vegetation change (increase and decrease) from no change, a threshold was defined. The selection of an optimal threshold should be based on the accuracy of classifying the pixels as change or no-change (Sinha and Kumar, 2013).

We evaluated the accuracy through an error matrix and the computed overall accuracy, producer's accuracy, user's accuracy and Kappa coefficient as suggested by Fung and Le Drew (1988).

Unsupervised classification

Remote sensing images provide a general reflection of the spatial characteristics for ground objects. Extraction land use or landcover map information from multispectral or hyperspectral remotely sensed images is one of the important tasks of remote sensing technology (Halder *et al.*, 2011).

For the identification of different classes related to the landcover of the study area in the two dates 2002 (ETM 7+) and 2013 (Landsat 8), we performed an ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique) unsupervised classification using ArcGis 10.1 software. Twenty five classes were generated then reclassified to seven classes in each image.

Change detection

Based on the unsupervised produced maps corresponding to the two dates, change can be derived by applying a direct comparison between

classes' outcomes. Classes where changes occurred are expected to present statistics significantly different compared to classes where no change occurred and could therefore be identified (Mas, 1999) using this approach.

In order to have an overview on the land cover dynamic, areas (in hectare and percentage) of each resulting land cover class of both images were computed and compared. The change rate of change between the two dates was also computed according to the formula of Peng *et al.* (2008):

$K = ((U_b - U_a) / U_a) \times 1/T \times 100$, where K is the land cover dynamic degree; this measures the change rate of the target land cover type. U_b and U_a are the area of the target land cover at the beginning and end of the study period, respectively, and T is the study period in years.

Accuracy assessment

In our case study, the NDVI differencing and the two unsupervised classifications were assessed through an error matrix (matrix of contingency), where user's and producer's accuracies as well as the Kappa coefficient were computed using ERDAS IMAGINE 9.1 software.

Results and discussion

When applying the geometric correction, the RMSE (the root mean square error) was equal to 0.37, which is an acceptable level of accuracy that remains below a 0.5 pixel (Fig. 2).

The two Landsat Images were radiometrically normalized according to the Cost Model (Chavez, 1996) and atmospheric effects were removed. Table 2 displays the atmospheric correction parameters.

NDVI and NDVI differencing

The two NDVI images and NDVI differencing image resulted from the subtraction of the Landsat 8 image (2013) from the Landsat ETM+ (2002) are displayed in Figures 3 a, b, c. Summary statistics of NDVI differencing values are given in Table 3.

In Figures 3 a and b, bright colours depict vegetated areas with a maximum value of 0.88 and 0.60, while dark ones show non-vegetated areas with -0.67 and -0.21 respectively in years 2002 and 2013. The brighter the colours appear, the more vegetated areas are. In general, NDVI values (maximum and minimum) in 2002 were higher than those of 2013.

In order to carry out NDVI differencing and after different trials, the threshold of ± 0.024 provided the Most accurate results with an overall accuracy of

98.14% and Kappa coefficient of 0.97 (Table 4). Alternative threshold values provided relatively the same accuracies (data not shown). Consequently, a map of change (positive/negative) and “no change” was produced (Fig. 3 c) with NDVI values ranging from -0.854 to 0.882. Areas with value ≥ 0.024 were assigned positive change and these with values ≤ -0.024 were assigned negative change. Areas in-between are considered as areas with little or no change.

Table 1. Multispectral band characteristics of Landsat 8 and Landsat 7.

Landsat 8 OLI	Wavelength (um)	Spatial resolution(m)	Landsat 7 ETM+	Wavelength (um)	Spatial resolution(m)
Band 1 - Coastal aerosol	0.43 - 0.45	30			
Band 2 - Blue	0.45 - 0.51	30	Band 1	0.45 - 0.52	30
Band 3 - Green	0.53 - 0.59	30	Band 2	0.52 - 0.60	30
Band 4 - Red	0.64 - 0.67	30	Band 3	0.63 - 0.69	30
Band 5 - Near Infrared (NIR)	0.85 - 0.88	30	Band 4	0.77 - 0.90	30
Band 6 - SWIR 1	1.57 - 1.65	30	Band 5	1.55 - 1.75	30
Band 7 - SWIR 2	2.11 - 2.29	30	Band 7	2.09 - 2.35	30
Band 8 - Panchromatic	0.50 - 0.68	15	Band 8	0.52 - 0.90	15
Band 9 - Cirrus	1.36 - 1.38	30			

Table 2. Atmospheric correction parameters.

Band	L max	L min	Sun elevation (°)	Time	Date
Path/row	192/035	192/35	192/35	192/35	
3	0.620*	-5.620**	64.85	09:49	2002-05-25
4	0.639*	-5.740**	64.85	09:49	
4	9.8729	- 49.364	68.23	10:03	2013-06-16
5	5.991	- 29.954	68.23	10:03	

(*offset, **gain).

Areas with a decrease in NDVI values in red colour (loss of vegetation) are mainly found in the east and south part of the park, whereas areas with an increase in green colour (representing a gain in vegetation) are located around water bodies. In the remaining areas (light yellow), no significant change occurred.

From the NDVI differencing map and knowledge of the study area, it appears that the decrease in NDVI values (vegetation lost) are due to the following causes:

- Construction of new infrastructures especially the new highway (East-west) and the Bougous dam;
- Expansion of existing urban areas and emergence of

new ones.

- Forest fires, especially near the coastline and extreme south of the park with dense vegetation and a high tourist flow.

Regarding the increased NDVI values, the major cause is the reconversion of bare lands to agriculture fields, mainly around the Oubeira Lake.

In the remaining areas of the Park, no significant or very few changes occurred.

Classification and land cover changes

From the unsupervised classification of two satellite

images Landsat ETM+ (2002) and Landsat 8 (2013), two land cover maps were produced (Fig. 4 and 5) and seven classes were identified in each image, namely: Water body; Dense forest, Open forest, Uncultivated lands (including grasslands), Cultivated lands, Barren lands and Urban. Previous fieldwork and ancillary data were useful to perform these classifications. Many authors found that unsupervised

classification provides similar or superior results comparing to the maximum likelihood classification (Rozenstein and Karnieli, 2011; Halder *et al.*, 2011). In our case, the accuracy assessments were satisfactory. This is in agreement with the standard overall accuracy for land cover maps which is 85% (Anderson *et al.*, 1976; Foody, 2002).

Table 3. Statistics NDVI and NDVI differencing values.

	2002 NDVI	2013 NDVI	NDVI Differencing
Minimum values	-0.673	-0.214	-0.854
Maximum Values	0.881	0.607	0.882
Mean Values	0.538	0.341	-0.201
Standard deviation	0.189	0.130	0.114

Table 4. Error matrix, accuracies and Kappa coefficient of NDVI differencing.

NDVI Classes	Ground Truth			Total
	Negative change	No change	Positive change	
Negative change	99.38	0.00	0.14	40.47
No change	0.62	95.54	0.00	33.82
Positive change	0.00	4.46	9.86	25.71
Total	100	100	100	100
Producer's Accuracy		User's Accuracy		Overall Accuracy 98.14%
Negative change	99.38%	Negative change	99.92%	Kappa 0.97
No change	95.54%	No change	99.26%	
Positive change	99.86%	Positive change	93.90%	

The total accuracy of the 2002 map was 85.96 % with a Kappa coefficient equal to 0.79. For the 2013 image, the total accuracy was 91.96 % with a Kappa coefficient of 0.81.

and percentage) of each individual defined class as well as the rate of change that occurred between the two dates, while figures 6 and 7 display the distribution of area's percentage and change rate through the land cover classes.

Table 5 summarises statistics of the area (in hectare

Table 5. Area and percentage of land cover classes of 2002 and 2013.

Classes	2002		2013		Change rate %
	Area (ha)	Percentage	Area (ha)	Percentage	
Water body (1)	4439.97	5.8	5335.74	6.97	2.01
Dense forest (2)	17397.99	22.74	15717.42	20.54	-0.96
Open forest (3)	21125.52	27.61	31558.14	41.24	4.93
Uncultivated land (4)	23248.26	30.38	13948.83	18.23	-3.99
Cultivated land (5)	3875.76	5.07	5605.38	7.33	4.45
Barren land (6)	4341.51	5.67	1493.73	1.95	-6.56
Urban (7)	2087.19	2.73	2856.96	3.73	3.66
Total	76516.2	100	76516.2	100	

The results show that there is an increase of the area between the two dates in the following classes: water bodies (from 4439.97 to 5335.74 ha), open forests (from 21125.52 to 31558.14 ha), cultivated lands

(from 3875.76 to 5605.38 ha) and urban areas (from 2087.19 to 2856.96). The area decrease has occurred in dense forest (from 17397.99 to 15717.42 ha), uncultivated land (from 23248.26 to 13948.83 ha)

and barren land (from 4341.51 to 1493.73 ha). It is worth noting that the most significant increase was observed in the cultivated lands (+4.45 %) followed

by the urban areas (+3.66 %). Conversely, decrease occurred in barren lands (-6.56%) and uncultivated lands (-3.99%).

Link								
Total RMS Error: Forward:0,370151								
<Link>	X Source	Y Source	X Map	Y Map	Residual_x	Residual_y	Residual	
<input checked="" type="checkbox"/>	1	432541,560516	4086578,070831	432532,225342	4086574,988251	0,0363128	-0,691849	0,692801
<input checked="" type="checkbox"/>	2	434440,379333	4085782,870331	434436,181641	4085786,177673	0,0325495	-0,612242	0,613106
<input checked="" type="checkbox"/>	3	442705,539551	4085069,737701	442703,334961	4085068,830872	0,0259415	-0,472859	0,47357
<input checked="" type="checkbox"/>	4	432427,978821	4082651,450500	432427,120972	4082656,889648	0,0284719	-0,525672	0,526443
<input checked="" type="checkbox"/>	5	437022,224121	4081687,329712	437020,160522	4081686,802368	0,0223843	-0,397031	0,397662
<input checked="" type="checkbox"/>	6	442225,267639	4084092,989502	442218,193359	4084091,550293	0,0241188	-0,434197	0,434867
<input checked="" type="checkbox"/>	7	433471,404419	4076718,326111	433469,802246	4076717,526855	0,0180074	-0,303931	0,304514
<input checked="" type="checkbox"/>	8	433539,288483	4079209,240723	433533,965149	4079209,471436	0,0214507	-0,376973	0,377582
<input checked="" type="checkbox"/>	9	442307,210083	4078769,067993	442307,314453	4078772,856445	0,0150117	-0,241186	0,241653
<input checked="" type="checkbox"/>	10	460473,877258	4085198,644409	460469,397583	4085198,494263	0,0354421	-0,675324	0,676253
<input checked="" type="checkbox"/>	11	462315,003662	4086130,685120	462311,750793	4086134,640198	0,0400004	-0,771993	0,773028
<input checked="" type="checkbox"/>	12	468453,172302	4085455,891113	468453,999023	4085455,726318	0,0493364	-0,970159	0,971412

Fig. 2. GCPs used for geometric correction and RMSE.

Regarding the water bodies, a new dam (Bougous dam) was constructed in 2005 and its completion and watering started in 2010 with a total capacity of 65 cubic hectometre (ANBT, 2014). This contributed

on one hand to an increase in the water body's area (+2.01 %) and on the other hand led to the decrease of the uncultivated and barren lands areas. The dam was constructed outside the forest's perimeter.

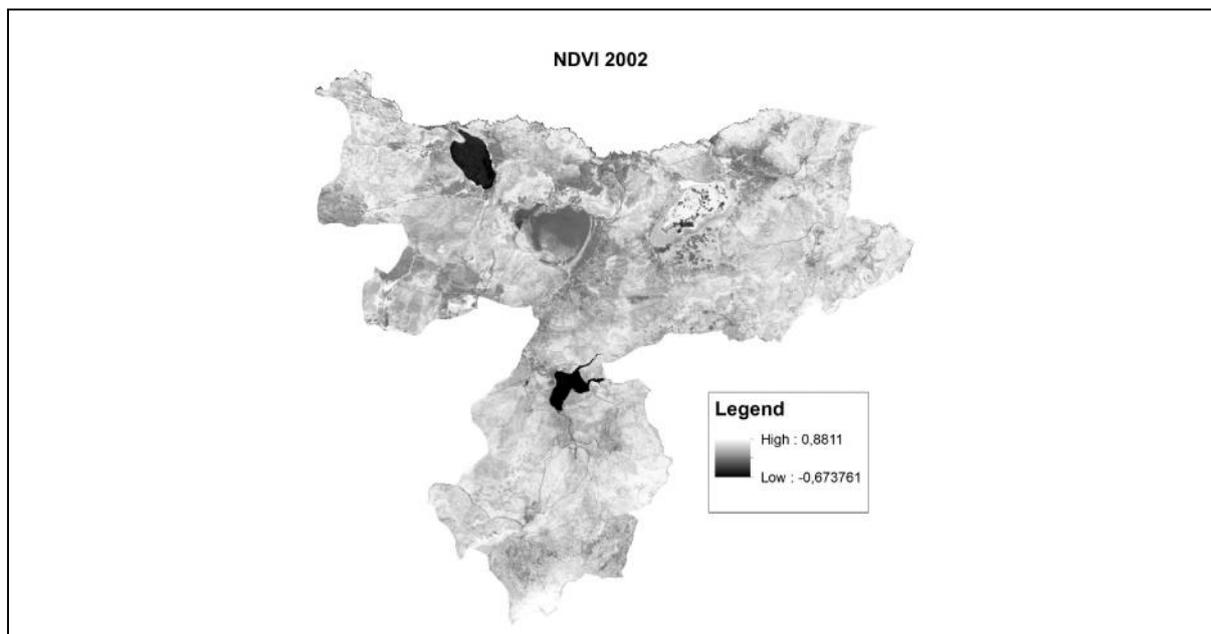


Fig. 3. a. NDVI image of 2002. Legend displays low and high NDVI values ranging from -0.67 to 0.88.

Dense forests globally dominated by cork oak trees (*Quercus suber*), Portuguese oak (*Quercus canariensis*) and maritime pines (*Pinus pinaster*) are facing growing anthropogenic pressure, especially

overgrazing, where 50 to 80% of rural population lives from livestock (Homewood, 1993; Oulmouhoub, 2005). The other constraint is fire. The burned area of the District of El Tarf to which belongs the

District during the period 1990-2000 and 1503 fire starts were recorded during the same period (Benderradji *et al.*, 2004). In this landcover class, the above-mentioned pressures generated a negative

change rate of - 0.96 % between 2002 and 2013. The affected areas are mainly located in the extreme south, northeast and northwest parts of the park.

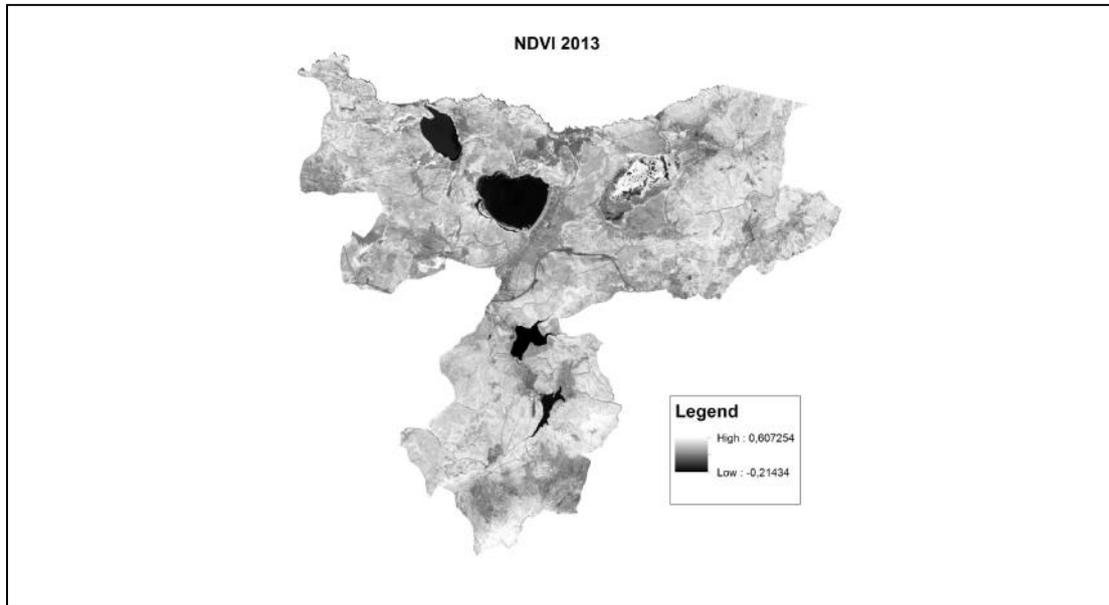


Fig. 3. b. NDVI image of 2013. Legend displays low and high NDVI values ranging from -0.21 to 0.60.

- The change rate of open forest class was +4.93 %. In fact, most of these forests are degraded maquis of cork oak trees, resulting from the regressive dynamic

of dense forests. In other words, the depletion of dense forest's area had contributed to the increase of the open forests areas.

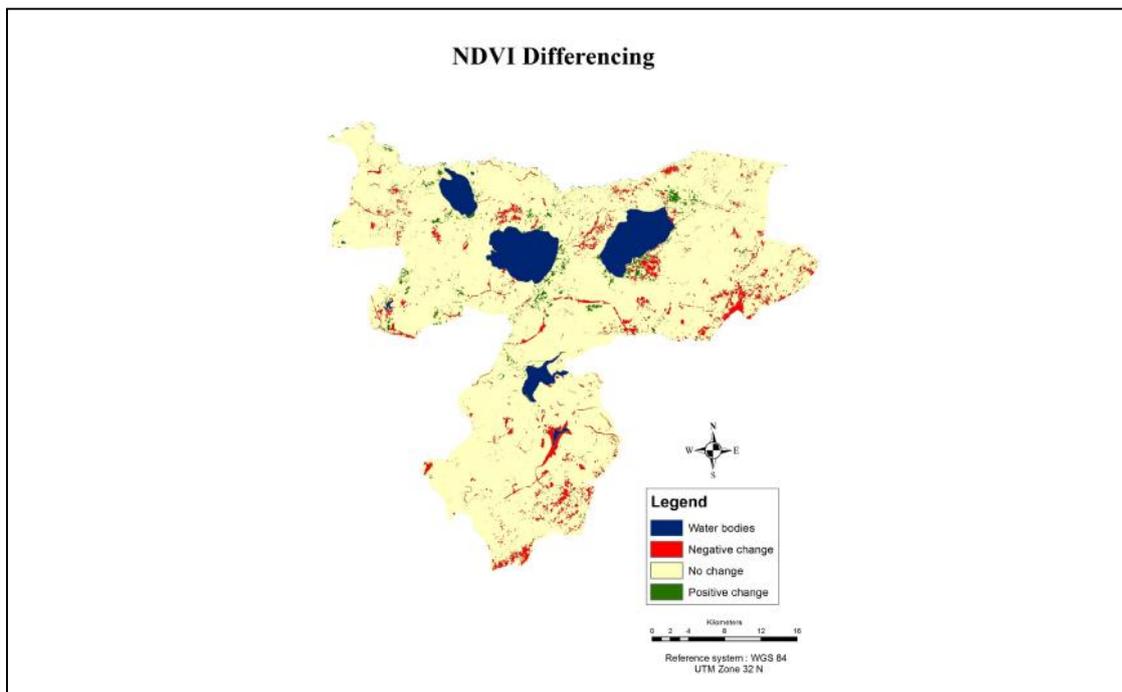


Fig. 3. c. NDVI Differencing map (2013-2002).

- The change rate in uncultivated areas is opposite to cultivated ones (-3.99% against 4.45% respectively). Conversion of uncultivated and barren lands to annual crops, forest clearing, construction of new dams and increase in population growth have contributed in the significant increase of the cultivated areas (+4.45%). This expansion was at the expense of uncultivated lands which was affected by

a negative change rate (-3.99%), but also at the detriment of barren lands (-6.56 %). The 2013 year land cover map (Fig.5) shows the concentration of new agricultural fields around the dams and other water bodies, specifically Oubeira and Tonga lakes, where farmers pump directly water for the irrigation of watermelon, peanuts and tomatoes crops, and in most cases, this operation is uncontrolled.

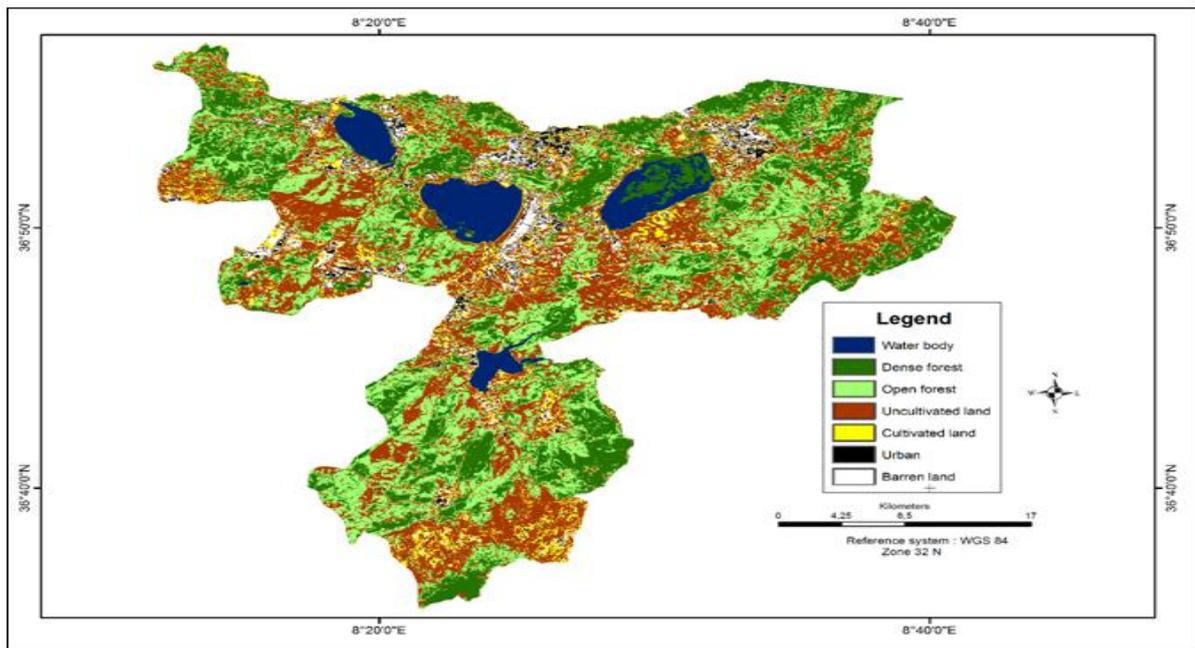


Fig. 4. Land cover map of the National Park of El Kala. 2002. The map is derived from the unsupervised classification. Landsat 7 ETM+ (2002).

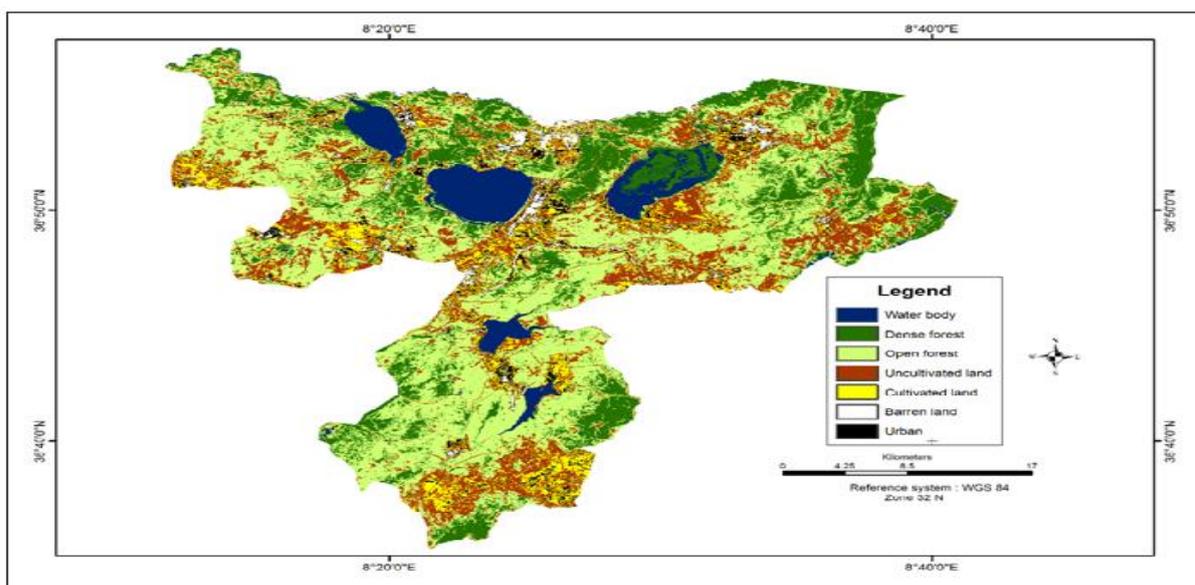


Fig. 5. Land cover map of the National Park of El Kala. 2013. The map is derived from the unsupervised. Classification Landsat 8 OLI (2013).

The drastic decrease in barren lands (-65.61%) is due to different causes: The study area, despite being a Natural park, a RAMSAR site (wetland of international importance), a Biosphere reserve recognised by the UNESCO, faces high human pressures. A highway (East-West) was constructed in the last five years within the park's area (17.5 Km long and 120 m wide) in addition to the new dams and small water reservoirs. Moreover, the urban tissue has expanded and small villages were transformed into small cities. All these factors have contributed to the negative dynamic that occurred in this landcover class.

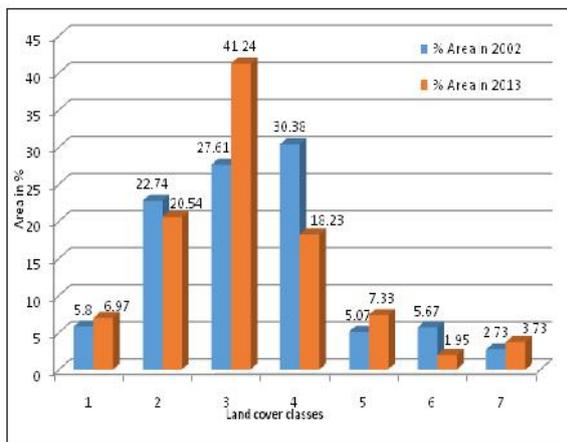


Fig. 6. Area percentage of Land cover classes for 2002 and 2013. Classes' description: (1) Water body; (2) Dense forest; (3) Open forest; (4) Uncultivated land; (5) Cultivated land; (6) Barren land; (7) Urban.

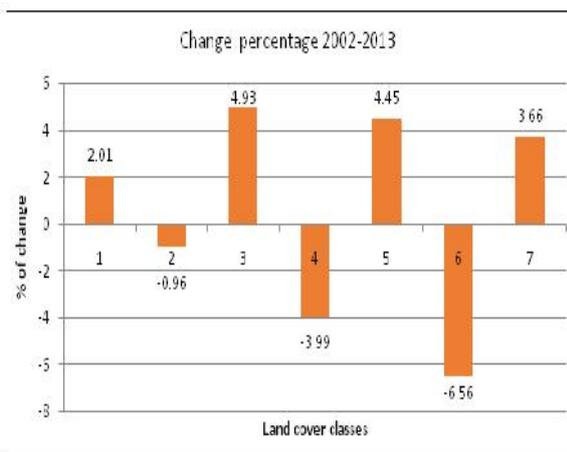


Fig. 7. Percentage of change rate between 2002 and 2013. Classes' description: (1) Water body; (2) Dense forest; (3) Open forest; (4) Uncultivated land; (5) Cultivated land; (6) Barren land; (7) Urban.

-According to the statistics provided by the Directorate of Environment and Urban Management (2014), the current population within the park is about 140000 inhabitants and has increased from 1998 (92292) and 2002 (1194242). It is worth noting that the National Park of El Kala is considered as one of the most visited places in the country, particularly its beaches, during summer periods. As an example, the number of tourists (in the beaches) was 2698365 in 2012 (Directorate of Tourism of El Tarf, 2014). Therefore, new hotels and infrastructures grew up in the park. This reflects the positive rate of change (+3.66 %) regarding the urban landcover class.

Conclusion

The National Park of El Kala is considered as one of the most diversified ecosystems in Algeria and North Africa since there are four ecosystem types (sea, lakes, dunes, forests). It hosts a very rich flora and fauna with a high level of endemic and rare species (Skinner and Smart, 1984; Stevenson, 1988; Véla and Benhouhou, 2007). However, the demographic pressure, increasing tourist flow and agricultural activities lead to major changes in vegetation and landcover.

For a better understanding of vegetation change and landcover dynamic in the National Park of El Kala, NDVI differencing and land cover change detection analysis were carried out on a Landsat ETM+2002 and Landsat 8 OLI 2013 images.

The NDVI differencing image did separate between vegetation change (decrease and increase) and no change. The threshold technique value was successful regarding the accuracies' results (overall accuracy = 98.14% and Kappa coefficient = 0.97). However, in order to identify and quantify changes at a land cover context, classical unsupervised classification was applied to both images.

Seven classes were defined: Water body; Dense forest; Open forest; Uncultivated lands (including

grasslands), Cultivated lands, Barren lands and Urban. The overall accuracy were 99.97 and 75.96, and Kappa coefficients were 0.99 and 0.61 for 2002 and 2013 respectively.

Statistics' comparison suggest that the high land cover classes affected by area's decrease are Dense forest (-0.96 %), Uncultivated land (-3.99 %) and Barren land, which is the most pronounced (-6.56 %). In contrast, land cover classes concerned by positive change are: Water body (+2.01 %); Open forest (+4.93 %) where the highest change occurred, Cultivated land (+4.45 %) and Urban (+3.66 %).

Integrating GIS and remote sensing provided valuable information on the nature and statistics of land cover changes. Field knowledge and ancillary data helped in understanding the main causes of land cover changes that occurred between years 2002 and 2013. These could be summarised by: Expansion of urban tissue and new infrastructures such as highways and dams, degradation of dense forests due to human pressures mainly grazing and clearing, intensification of agriculture activities with uncontrolled irrigation from lakes and dams and last but not least, forest fires in summers due to long droughts periods and holiday rush.

In this study, we have applied two different techniques for investigating vegetation and land cover changes in the National Park of El Kala within 10 years period. NDVI differencing provided a global idea on vegetation change (lost and gain) and no change, whilst unsupervised classifications through statistical comparison was a useful approach to identify and quantify changed areas and their spatial distribution.

Acknowledgment Special thanks to the all the staff of the Forest Service of El-Tarf and The Direction of The National Park of El Kala for their help.

References

Allen HD. 2001. Mediterranean Ecogeography.

Pearson Education Limited. 263 P.

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.

Anderson JR, Hardy EE, Roach JT, Witmer RE. 1976. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. U.S. Geological Survey. Professional Paper, No. **964**, USGS, Washington, D.C.

ANTB: National Agency of Dams. 2014. L'Agence Nationale des Barrages et Transferts http://www.soudoudzair.com/index.php?action=esmap_vect&table=chahidgis_barrage&id=84

Benderradji MEH, Alatou D, Arfa AMT. 2004. Bilan des incendies de forêt dans l'extrême nord-est algérien : le cas de Skikda, Annaba et El-Tarf. *New Medit***2**, 35-41

Chavez PS Jr. 1996. Image-based atmospheric corrections- revisited and improved-. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing.* **62**, 1025-1036.

Directorate of Environment and Urban Management. 2014. Annuaire statistique de la wilaya d'El Tarf.

Directorate of Tourism of El Tarf. 2014. Rapport sur le tourisme dans la Wilaya d'El Tarf.

Foeli E, Giacomich P, Mignozzi K. 2003. Monitoring desertification risk with an index integrating climatic and remotely sensed data. An example from the coastal area of Turkey. *Management of Environmental Quality***14(1)**, 10-21.

Fichera CR, Modica G, Pollino M. 2012. Land Cover classification and change-detection analysis

using multi-temporal remote sensed imagery and landscape metrics. *European Journal of Remote Sensing* **45**, 1-18.

Foody GM. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* **80**, 185-201. Professional Paper, 964, 28.

Fung T, Le Drew E. 1988. The Determination of Optimal Threshold Levels for Change Detection Using Various Accuracy Indices. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **54(10)**, 1449-1454.

Griffiths GH. 1988. Monitoring Urban Change From Landsat TM and Spot Satellite Imagery by Image Differencing. *Proceedings of IGRASS 88 Symposium*, Edinburgh, Scotland, 13-16 Sept, 1988. Published by ESA Publications Division.

Haines-Young R. 2009. Land Use and Biodiversity Relationships. *Land Use Policy*. **26(1)**, 178-186.

Halder A, Ghosh A, Ghosh S. 2011. Supervised and unsupervised landuse map generation from remotely sensed images using ant based system. *Applied Soft Computing* **11**, 5770-5781.

Homewood KM. 1993. Livestock Economy and Ecology in El Kala, Algeria: Evaluating Ecological and Economic Costs and Benefits in Pastoralist Systems. Network paper. Volume **35**, Partie 1 de Paper (Overseas Development Institute (London, England). Pastoral Development Network). ODI Pastoral Development Network. 19 p.

Jensen JR. 1996. *Introductory Digital Image Processing. A Remote Sensing Perspective*. Second edition. Prentice Hall. Upper saddle River, New Jersey, 318 p.

Kosmas C, Danalatos NG, Lopez-Bermudez F, Roereo Diaz MA. 2002. The effect of land Use on soil Erosion and Land Degradation under

Mediterranean Conditions. In *Mediterranean Desertification: A mosaic of Processes and responses*. Edited by N.A. Geeson, C.J. Brant and J.B. Thornes. John Wiley & Sons, Ltd. 440 P.

Lasanta T, Vicente-Serrano SM. 2012. Complex land cover change processes in semiarid Mediterranean regions: An approach using Landsat images in northeast Spain. *Remote Sensing of Environment* **124**, 1-14.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2012.04.023>

Li P, Jiang L, Feng Z. 2014. Cross-Comparison of Vegetation Indices Derived from Landsat-7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) and Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) Sensors. *Remote Sens.* **6**, 310-329.

<http://dx.doi.org/10.3390/rs6010310>

Lillesand T, Kiefer RW, Chipman J. 2008. *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons; 6th Edition. ISBN-10: 0470052457. ISBN-13: 978-0470052457. 768p

Mas JF. 1999. Monitoring land cover change: a comparison of change detection techniques. *Int. J. Remote Sensing*. **20**, 139-152

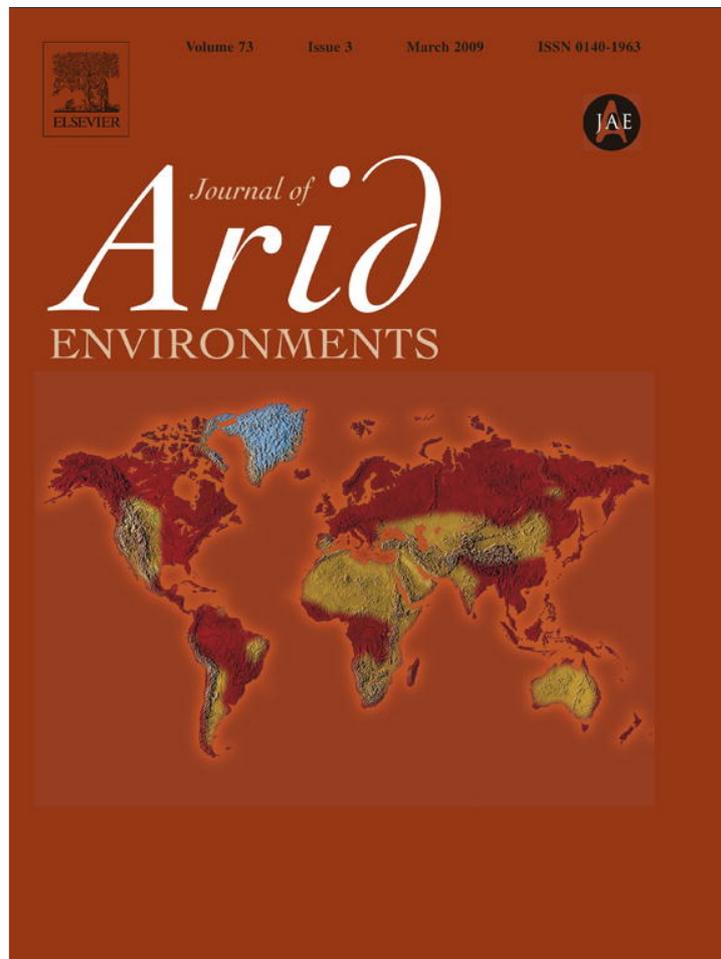
Medail F, Quézel P. 1999. Biodiversity Hotspot in the Mediterranean Basin: Setting global conservation Priorities. *Conservation Biology* **13(6)**, 1510-1513.

Oulmouhoub S. 2005. Gestion multi usage et conservation du patrimoine forestier : Cas des subéraies du parc d'El Kala. Institut agronomique méditerranéen de Montpellier ; CIHEAM-IAMM 2005.

Peijun D, Xingli L, Wen C, Yan L, Huanpeng Z. 2010. Monitoring urban land cover and vegetation change by multi-temporal remote sensing information. *Mining Science and Technology* **20**, 922-932.

- Peng J, Wu J, Yin H, Chang Q, Mu T.** 2008. Rural land use change during 1986–2002 in Lijiang, China, based on remote sensing and GIS data. *Sensors***8**, 8201–8223.
<http://dx.doi.org/10.3390/s8128201>
- Rozenstein O, Karnieli A.** 2011. Comparison of methods for land-use classification incorporating remote sensing and GIS inputs. *Applied Geography*. **31**, 533-544
- Singh A.** 1989. Review Article: Digital change detection techniques using remotely sensed data. *Int. J. Remote Sensing***10**, 989-1003.
- Sinha P, Kumar L.** 2013. Independent two-step thresholding of binary images in inter-annual landcover change/no-change identification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing***81**, 31-43.
- Skinner J, Smart M.** 1984. The El Kala wetlands of Algeria and their use by waterfowl. *Wildfowl***35**, 106-118.
- Stevenson AC, Skinner J, Hollis GE, Smart M.** 1988. The El Kala National Park and Environs, Algeria: An Ecological Evaluation. *Environmental Conservation***15(04)**, 335- 348.
- 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**, 589- 605.
- Xu D, Guo X.** 2014. Compare NDVI Extracted from Landsat 8 Imagery with that from Landsat 7 Imagery. *American Journal of Remote Sensing***2(2)**, 10-14.
<http://dx.doi.org/10.11648/j.ajrs.20140202.11>
- 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.

Provided for non-commercial research and education use.
Not for reproduction, distribution or commercial use.



This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

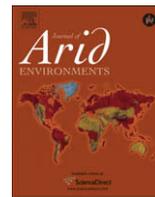
In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

<http://www.elsevier.com/copyright>



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Arid Environments

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jaridenv

Land degradation and vegetation distribution in Chott El Beida wetland, Algeria

M. Khaznadar^{a,1}, I.N. Vogiatzakis^{b,*}, G.H. Griffiths^c^a Department of Environmental Management, Mediterranean Agronomic Institute of Chania, P.O. Box 85, 73100 Chania, Greece^b Centre for Agri-Environmental Research (CAER), School of Agriculture, Policy and Development, The University of Reading, Earley Gate, Reading, Berks RG6 6AR, UK^c The Landscape and Climate Research Group, Department of Geography, The University of Reading, Whiteknights, Reading, Berks RG6 6AB, UK

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 February 2008

Received in revised form

12 September 2008

Accepted 29 September 2008

Available online 22 November 2008

Keywords:

DCA

Halophytic communities

Ordination

TWINSPAN

ABSTRACT

The aim of this study is to explore the environmental factors that determine plant community distribution in northeast Algeria. This paper provides a quantitative analysis of the vegetation–environment relationships for a study site in the Chott El Beida wetland, a RAMSAR site in Setif, Algeria. Sixty vegetation plots were sampled and analysed using TWINSPAN and Detrended Correspondence Analysis (DCA) in order to identify the principal vegetation communities and determine the environmental gradients associated with these. 127 species belonging to 41 families and 114 genera were recorded. Six of the recorded species were endemic representing 4.7% of the total species. The richest families were Compositae, Gramineae, Cruciferae and Chenopodiaceae. Therophytes and hemicryptophytes were the most frequent life forms. The Mediterranean floristic element is dominant and is represented by 39 species. The samples were classified into four main community types. The principal DCA axes represent gradients of soil salinity, moisture and anthropogenic pressure. The use of classification in combination with ordination techniques resulted in a good discrimination between plant communities and a greater understanding of controlling environmental factors. The methodology adopted can be employed for improving baseline information on plant community ecology and distribution in often critically endangered Mediterranean wetland areas.

© 2008 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Mediterranean-type ecosystems have resulted from a combination of natural factors and human impact. Di Castri (1981) enumerated the major factors that reflect the high diversity and heterogeneity of Mediterranean ecosystems: transition between moist and arid climate; paleo-climatic changes; dissected topography and relief; marked differences in geological substrata; different biogeographic origins of plants and animals and human impact. Furthermore, Médail and Quézel (1999) attested that the Mediterranean region is one of the world's major centres for plant diversity where 10% of the higher plants can be found in an area representing only 1.6% of the Earth's surface.

Within the Mediterranean wetlands constitute a remarkable natural heritage, occupying a transition zone between terrestrial and aquatic systems. They are characterised by biological richness and provide important ecosystem functions (Williams, 1990). Britton and Crivelli (1993) estimated the area covered by wetlands

in the Mediterranean basin to be 21,000 km², of which 4700 km² are coastal lagoons, 2800 km² are freshwater lakes and marshes and 11,600 km² are temporary salt lakes, found mostly in North Africa.

In Algeria there are many different types of wetlands (Anonymous, 2002a) which are characterised by a high diversity of landscapes and species, due to both Mediterranean and Saharan influences. Coastal wetlands are mainly found in the North along the Mediterranean coast and include coastal lagoons, river deltas and many other freshwater wetlands. For instance, Tonga and Oubeira lakes in the extreme northeast of Algeria are similar to Coto Doñana in Spain and the Camargue in France. They represent a unique ecosystem due to their high biodiversity value, including 32 rare and/or very rare plant species (e.g. *Nymphaea alba*, *Nuphar luteum*); the endemic stag (*Cervus elaphus barbarus* Bennett), and large number of birds including the white-headed duck (*Oxyura leucocephala* Scopoli) and the glossy ibis (*Plegadis falcinellus* Linnaeus) (Anonymous, 2002a).

The most characteristic types of wetland in Algeria are endorheic wetlands. They consist of chotts and sebkhas, as known in Arabic, also referred to as Athalassic salt lakes. The term athalassic denotes saline waters which are isolated from the sea, or which were once connected to the sea, but which have dried out before being re-flooded by water of non-marine origin

* Corresponding author. Tel.: +44 118 3786149; fax: +44 118 3786067.

E-mail address: i.n.vogiatzakis@reading.ac.uk (I.N. Vogiatzakis).¹ Present address: Department of Agronomy, Science Faculty, Ferhat Abbas University, Sétif 19000, Algeria.

(Kraiem, 2002). The chotts and sebkhas are typically seasonal wetlands which dry out in summer and re-flood in winter. According to Kaabeche et al. (1993), sebkha is the central zone dominated by water and devoid of vegetation due to high salt concentrations. The chott is the surrounding zone which forms a vegetation ring around the water. This vegetation is mainly composed of halophytic, succulent and perennial species. In these environments the main factors controlling vegetation are water salinity in the growing season and the depth and period of flooding (Whigham et al., 1993). Vegetation at the edges of the chotts comprises mainly members of the Chenopodiaceae family (such as *Salsola* spp., *Suaeda* spp., *Salicornia* spp. and *Atriplex* spp.) while the deeper parts are dominated by *Typha* spp., *Cyperus* spp. and *Juncus* spp. *Tamarix* shrubs, which are very well adapted to drought, are also a prominent feature of the chotts occupying large areas of saline soils. Among the most important chotts in Algeria are Chott Echergui, the second largest chott in North Africa, Chott El Hodna and Chott Melghir.

Other types of wetlands consist of Gueltas, formed when underground water in lowland depressions emerges at the surface and creates permanent pools, and man-made reservoirs. The most unusual types of Gueltas are the Issakarassene and Afilal, found in the extreme Southeast of the country (Hoggar and Tassili mountains). This is a permanent wetland which supports a concentration of the last remaining examples of formerly thriving flora and fauna,

including desert endemics such as the cheetah (*Acinonyx jubatus* Schreber) and the gazelle (*Gazella dorcas* Linnaeus) (Anonymous, 2002a).

Wetlands in Algeria have, for a long time, been a source of water for humans and their livestock, especially during dry seasons. They also support a rich biodiversity and are of major importance for migratory birds and constitute wintering grounds for thousands of ducks, coots, geese, and flamingos (Kraiem, 2002). Currently 42 out of the 300 wetlands in Algeria are listed under the Ramsar Convention covering an area of 2,959,615 ha (Anonymous, 2004). These wetland sites are comparable in size to the combined area of all other protected areas in Algeria (Table 1).

Despite their international importance wetlands in Algeria are constantly under threat. According to Green et al. (2002) calculations of total wetland loss in Mediterranean countries are 60% in Spain, 61% in Greece, 70% in Portugal, 75% in Italy and 91% in Israel. The rate at which wetlands are being lost in Algeria is unknown, but it has accelerated in recent years due to rapid economic development and population pressure. Overgrazing, reed-cutting and farming around wetlands related to the increase of rural population have practically eliminated emergent vegetation from the margins of most wetlands (Green et al., 2002). Forest clearance and drainage have resulted in the loss of wetland habitats and biodiversity (Ayyad, 2003). These impacts are aggravated by constant increase in population and livestock, as in most of North Africa, which have

Table 1
RAMSAR wetlands of Algeria (Anonymous, 2004).

Site	Date of designation	Region	Area, ha
Aulnaie de Aïn Khiair	4/6/2003	El Tarf	180
Chott Aïn El Beïda	12/12/2004	Ouargla	6853
Chott de Zehrez Chergui	4/6/2003	Djelfa	50,985
Chott de Zehrez Gharbi	4/6/2003	Djelfa	52,200
Chott Ech Chergui	2/2/2001	Saïda	855,500
Chott El Beïdha – Hammam Essoukhna	12/12/2004	Sétif, Batna	12,223
Chott El Hodna	2/2/2001	M'Sila, Batna	362,000
Chott Melghir	4/6/2003	El Oued, Biskra, Khenchela El	551,500
Chott Merrouane et Oued Khrouf	2/2/2001	Oued	337,700
Chott Oum El Raneb	12/12/2004	Ouargla	7155
Chott Sidi Slimane	12/12/2004	Ouargla	616
Chott Tinsilt	12/12/2004	Oum El Bouaghi Skikda, El	2154
Guerbes-Sanhadja	2/2/2001	Tarf	42,100
Dayet El Ferd	12/12/2004	Tlemcen	3323
Garaet Annk Djemel et El Merhsel	12/12/2004	Oum El Bouaghi	18,140
Garaet El Taref	12/12/2004	Oum El Bouaghi	33,460
Garaet Guellif	12/12/2004	Oum El Bouaghi	24,000
Grotte karstique de Ghar Boumâaza	4/6/2003	Tlemcen	20,000
Gueltates Afilal	4/6/2003	Tamanrasset	20,900
La Réserve Naturelle du Lac des Oiseaux	22/03/99	El Kala	120
La Vallée d'Iherir	2/2/2001	Illizi	6500
Lac de Fetzara	4/6/2003	Annaba	20,680
Lac de Têlamine	12/12/2004	Oran	2399
Le Cirque de Aïn Ouarka	4/6/2003	Nâama	2350
Les Gueltates d'Issakarassene	2/2/2001	Tamanrasset	35,100
Les Salines d'Arzew	12/12/2004	Oran, Mascara	5778
Marais de la Macta	2/2/2001	Mascara, Mostaganem, Oran	44,500
Marais de la Mekhada	4/6/2003	El Tarf	8900
Oasis de Moghrar et de Tiout	4/6/2003	Nâama	195,500
Oasis de Ouled Saïd	2/2/2001	Adrar	25,400
Oasis de Tamantit et Sid Ahmed Timmi	2/2/2001	Adrar	95,700
Oglat Ed Daïra	12/12/2004	Nâama	23,430
Réserve Intégrale du Lac El Mellah	12/12/2004	El Tarf	2257
Réserve Intégrale du Lac Oubeïra	4/11/1983	El Tarf	3160
Réserve Intégrale du Lac Tonga	4/11/1983	El Tarf	2700
Réserve Naturelle du Lac de Béni-Bélaïd	4/6/2003	Jijel	600
Réserve Naturelle du Lac de Réghaïa	4/6/2003	Alger	842
Sebkha d'Oran	2/2/2001	Oran	56,870
Sebkhet Bazer	12/12/2004	Sétif	4379
Sebkhet El Hamiet	12/12/2004	Sétif	2509
Sebkhet El Melah	12/12/2004	Ghardaïa	18,947
Tourbière du Lac Noir	4/6/2003	El Tarf	5
			2,959,615

resulted in severe erosion and poor regeneration (Médail and Quézel, 1999).

Chott El Beida, located in the northeast of Algeria, is a good example of the impact of all the above factors on semi-natural vegetation despite its designation as a Ramsar site of international importance. The future protection and management of the site therefore, critically depends upon establishing a baseline of floristic data.

The objectives of this study are (i) to identify and describe the different plant communities present in the area of Chott El Beida and (ii) to investigate the environmental factors which influence the distribution of plant communities.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The study was undertaken in the area of Hammam Sokhna, which is located to the northeast of Algeria (Fig. 1). The study area is about 40 km² and the altitude ranges from 875 m to 1242 m at the summit of the Agmarouel Mountain. The geology consists mainly of quaternary alluvium, with minimal tectonic deformation. The Sebkhia soils derived from the alluvium are characterised by saline silts, prone to flooding in winter and covered by salty crusts in summer (Vila, 1977). The endorheic nature of the area and the flat relief induce water accumulation in the chott from winter rainfall. The saline soils (solontchaks) are poorly developed and contain a high amount of exchangeable sodium and soluble salts. The texture changes from silt-clays to silt-sands (Jaceix-Belton, 1938–1949). The climate of Chott El Beida is typically Mediterranean, characterised by wet winters and hot dry summers with a mean annual precipitation of 364.81 mm (1981–2000). The area belongs to the arid Mediterranean bioclimate (Rivas-Martínez, 1996).

The natural vegetation is represented by halophytes such as *Suaeda fruticosa*, *Salsola vermiculata* and *Salicornia fruticosa*. Plantations of *Tamarix articulata*, *Atriplex canescens*, *Atriplex nummularia* and *Pinus halepensis* are also present. The southern part of the chott is characterised by woody vegetation comprising *P. halepensis*, *Quercus ilex* and *Pistacia lentiscus* which grow on the two mountains of Agmarouel and Ouled Sellam. Characteristic hydrophilic species such as *Typha angustifolia*, *Juncus maritimus* and *Cyperus laevigatus* are also found.

The Chott El Beida wetland is very important for breeding and over-wintering of many bird populations. There is a diversity of species many of which are rare and threatened. These include the pink flamingo (*Phoenicopterus ruber* Linnaeus), the ash-grey crane (*Grus grus* Linnaeus), and the orn shelduck (*Tadorna tadorna* Linnaeus); different types of ducks: *Anas penelope* Linnaeus, *Anas clypeata* Linnaeus, *Anas platyrhynchos* Linnaeus and other birds such as *Falco tinnunculus* Linnaeus; *Columba livia* Gmelin and *Tyto alba* Scopoli. This relatively diverse fauna was a critical factor in the designation of the chott as a RAMSAR site.

2.2. Field sampling

Prior to vegetation sampling a field reconnaissance visit of the study area enabled the distribution of the main vegetation units to be identified from field observation. The location of the field samples was based upon the distribution of the main vegetation units following a stratified random sampling (Greig-Smith, 1983). A total of 60 quadrats were sampled across an area of c. 30 km², between April and May 2004. This corresponds to the optimal period for species' phenology. The size of each quadrats was 10 m × 10 m, determined using the minimal area concept. A coefficient of abundance–dominance and sociability was assigned to each species, according to the Braun-Blanquet cover scale and sociability (Kent and Coker, 1992). Arable crop fields, growing barley and wheat, which were adjacent to the chott were also sampled.

A qualitative description of altitude, slope and soil type at each sampling unit was taken from topographic and soil maps provided by the Forest Service. Nomenclature of the plant taxa given in this paper is according to the Nouvelle Flore de l'Algérie et des Régions Désertiques Méridionales (Quézel and Santa, 1962–1963). This work, together with Flore du Sahara (Ozenda, 1983), was also used for species identification. The position of the quadrats was determined using a Global Positioning System in an UTM-WGS 84 projection.

2.3. Data analysis

Vegetation data were classified using the Two-Way Indicator Species Analysis (TWINSPAN; Hill, 1979a), a commonly employed program in ecological studies for the classification of vegetation

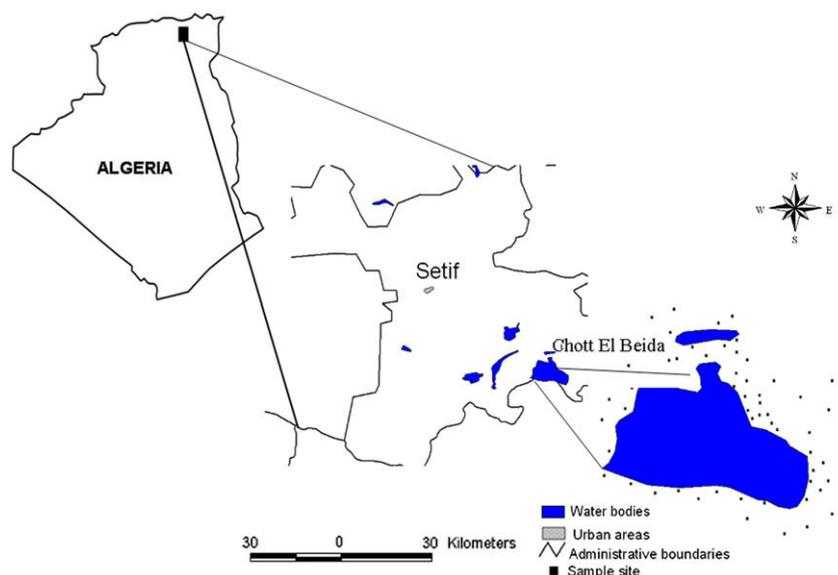


Fig. 1. Location of the study area.

communities according to their floristic similarity (Kent and Coker, 1992). The classification was carried out with PC-ORD for Windows program, version 4 (McCune and Mefford, 1999). The presence/absence of the species was used for the analysis and the classification was stopped at the third level of division, so that the resulting groups would contain a sufficient number of samples to characterise each vegetation community.

Detrended correspondence analysis (DCA), an indirect gradient analysis technique (Hill, 1979b; ter Braak, 1986) was employed for data ordination. One quadrat was excluded from DCA as an outlier leaving 59 quadrats for further analysis. The analysis, performed with PC-ORD for Windows version 4 (McCune and Mefford, 1999), allowed sites to be plotted based on species composition and abundance (ter Braak, 1994). Plots that are close together in the DCA diagram are more similar in terms of vegetation composition and are influenced by the same environmental conditions.

3. Results

3.1. Flora

A total of 127 species (see Appendix 1) belonging to 41 families and 114 genera were recorded within the 60 quadrats sampled in the study area. This corresponds to 4% of the total species in Algeria and more than 35% of the halophytic species recorded in Algeria (Le Houérou, 1995). The 41 families recorded represent 32% of the total number of plant families of the Algerian flora. The richest families in terms of species composition were Compositae (22 species; 17.50%), Gramineae (15 species; 12%), Cruciferae (12 species; 10%) and Chenopodiaceae (11 species; 9%). It is worth noting that the recorded flora included six endemic species namely: *Astragalus armatus*, *Frankenia thymifolia*, *Helianthemum helianthemoides*, *Herniaria mauritanica*, *Hieracium amplexicaule* and *Melilotus indica*. They represent 7% of the total species recorded in the study area.

The flora of Chott El Beida comprises different elements including Irano-Turanian, the Mediterranean, Saharo-Arabian and

the newly defined Ibero-Maghrebin biogeographic element (Le Houérou, 2001). The Mediterranean floristic element is represented by 39 species among them *Chrysanthemum segetum*, *Juniperus phoenicea*, *P. lentiscus* and *Stipa lagascae*; the Saharo-Arabian floristic element is characterised by *S. vermiculata* and *Paronychia argentea*; the Irano-Turanian element by *Coringia orientalis* and *Crepis vesicaria*. The life-form spectrum observed was as follows: therophytes (44%), hemicryptophytes (24%), chamaephytes (15%), geophytes (8%), phanerophytes (7%) and cryptophytes (2%).

3.2. TWINSpan analysis

The results of the TWINSpan analysis are summarised in Fig. 2. Based on floristic composition, the 60 quadrats were classified into six groups. The classification was stopped at the third level of division, leaving only groups with a sufficient number of samples to characterise the vegetation communities. The characterization of the identified groups into named community types was based on the concepts of fidelity and constancy. Fidelity refers to the degree to which species are confined to particular groups of plots. Constancy refers to the number of times each species is present in the plots that belong to a specific group. Species with a constancy of 30–75% and a degree of fidelity of 3–5 (on a scale from 1 to 5) (Kent and Coker, 1992), were termed “characteristic species” and were used to name each community type. The resultant number of groups was six. However, due to the presence of the same characteristic species in Groups 1–3, which were sampled in cereal crops and fallows, these three groups were amalgamated to form one community type. Four community types were therefore identified (Table 2):

Rapistrum rugosum–*Sinapis arvensis* – weed community type (Groups 1–3): This community type is characterised by species that grow in a permanently disturbed environment (crops and fallows). The three quadrats of Group 1 were sampled in crops of barley and wheat in the southern part of Chott El Beida, while the 16 quadrats of Group 2 were collected from similar crops in the northern part of the study area. Group 3, which includes 7 quadrats, was sampled within fallow land. However, in all the cases the natural vegetation

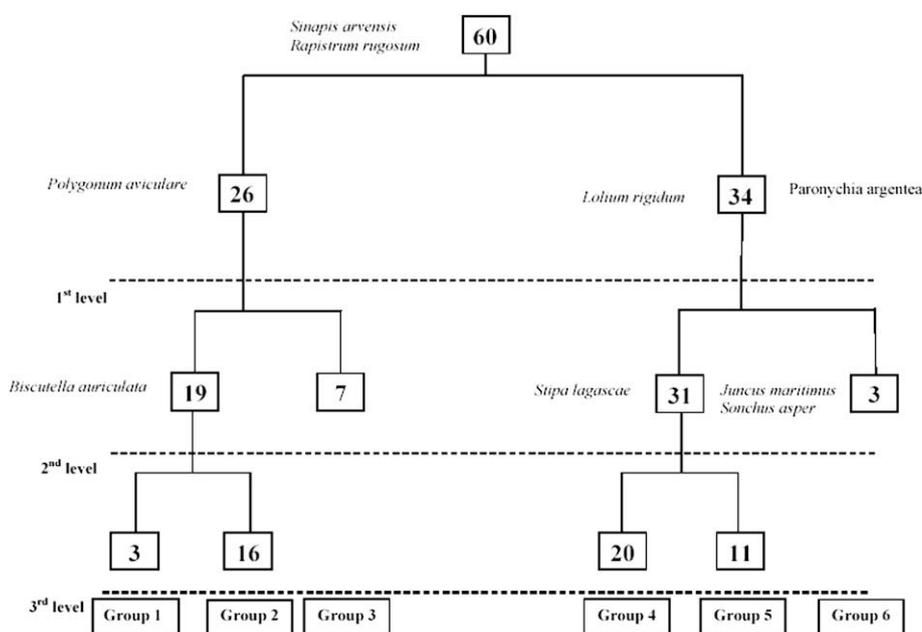


Fig. 2. Dendrogram derived from the TWINSpan analysis of the data collected in Chott El Beida.

Table 2
Community types and their characteristic species found in Chott El Beida.

Community type	Characteristic species	No. of samples	No. of species
1 <i>Rapistrum rugosum</i> – <i>Sinapis arvensis</i>	<i>Rapistrum rugosum</i> , <i>Sinapis arvensis</i> , <i>Polygonum aviculare</i> , <i>Biscutella auriculata</i> , <i>Lolium rigidum</i>	26	75
2 <i>Salicornia fruticosa</i> – <i>Suaeda fruticosa</i>	<i>Salicornia fruticosa</i> , <i>Suaeda fruticosa</i> , <i>Stipa lagascae</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Chenopodium album</i>	20	59
3 <i>Cyperus laevigatus</i> – <i>Juncus maritimus</i>	<i>Cyperus laevigatus</i> , <i>Juncus maritimus</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Salicornia fruticosa</i>	11	52
4 <i>Pinus halepensis</i> – <i>Calicotome villosa</i>	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Calicotome villosa</i> , <i>Quercus ilex</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Pistacia lentiscus</i>	3	64

had been removed and replaced by cereal crops. The characteristic species were: *R. rugosum*, *S. arvensis* and *Polygonum aviculare*. Although this group belongs to a weed community type it also includes other species found in most of the samples including *Lolium rigidum*, *P. aviculare* and *Biscutella auriculata*.

S. fruticosa–*S. fruticosa* – halophytic community type (Group 4): This community type includes 20 quadrats, which characterise the halophytic community. The samples were taken from the area immediately surrounding the chott. Here, the natural vegetation was preserved from removal because of the high soil salinity. The characteristic species are *S. fruticosa* and *S. fruticosa*. Other halophytic species found in this community type include *S. lagascae*, *Lygeum spartum* and *Tamarix gallica*.

C. laevigatus–*J. maritimus* – hydro-halophytic community type (Group 5): This community type includes 11 quadrats collected in the extreme north of the chott, where salinity is lower and humidity is higher. The area was partially flooded when the vegetation was sampled because the winter and spring of 2004 were particularly wet. This vegetation is characterised by *C. laevigatus* and *J. maritimus*. Some other typical wetland species were found such as *T. angustifolia* and *S. fruticosa*. Along the edge of this community, are stands of *P. halepensis* planted by the forest service in the 1970s. These plantations develop a microclimate, that

encourages the development of species such as *Sonchus asper*, *Malva sylvestris* and *Ornithogalum umbellatum*.

P. halepensis–*Calicotome villosa* – degraded forest community type (Group 6). This community is composed of a degraded pine forest. It has the typical structure of Mediterranean shrubs and a rich floristic composition. It comprises 3 quadrats collected in a mountainous part of the study area (Agmarouel Mountain) where human pressure is relatively low. This group is characterised by *P. halepensis* and *C. villosa*. Other species included *Q. ilex*, *Juniperus oxycedrus*, *Lavandula officinalis* and *P. lentiscus*.

3.3. DCA results

3.3.1. Samples ordination

Detrended correspondence analysis (DCA) was used as an ordination technique to identify the underlying environmental gradients which influence vegetation distribution in the study area. The results obtained from DCA are shown in Figs. 3 and 4. In Fig. 3 each point on the graph represents a vegetation quadrat. The eigenvalues of Axis 1 and 2, which represent the contribution of each axis to the explanation of the variation in the data, were 0.44 and 0.25, respectively. The results of the DCA ordination in Fig. 3 display 3 clusters.

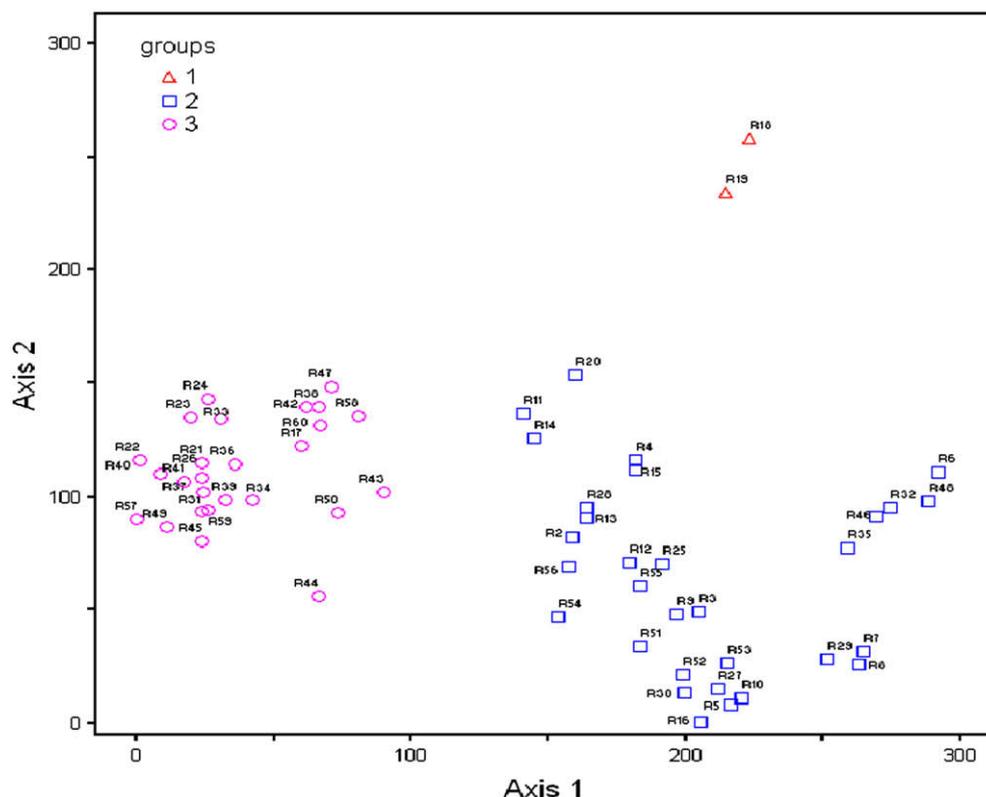


Fig. 3. DCA quadrats ordination of Chott El Beida.

northern part of the chott and corresponds to the syntaxonomical class *Juncetea maritimi* (Braun-Blanquet et al., 1952). The last community type (*P. halepensis*–*C. villosa*), located at the Agmarouel Mountain, has the same physiognomy and floristic composition as the Mediterranean maquis and belongs to the *Quercetea ilicis* class (Br.-Bl. 1947).

The community types derived from TWINSpan were also observed in the DCA analysis although there is an overlap between the different groups. Both TWINSpan and DCA differentiated the weed community and the degraded forest community well. Unlike TWINSpan that separates the halophytic from the hydro-halophytic community, DCA shows the two as a single cluster.

The distribution of the species along the first DCA axis, from phryganic to halophytic assemblages, suggests that this axis represents a decrease in soil moisture and increase in salinity. The results of a similar study on the vegetation of Egyptian salt marshes in the Oases of Siwa and Dakhla (Abd-El-Ghani, 2000), where DCA was employed, indicated that the vegetation distribution was mainly related to gradients of salinity, soil moisture and soil texture. The second DCA axis in this study represents decreased anthropogenic impact from weed community species to the forest/maquis formation of the Agmarouel Mountain. Favoured by low human impact, the forest/maquis formation has a distinctive physiognomy, structure and floristic composition compared to the other community types recorded.

The area of native vegetation near Chott El Beida has retreated in the last few years due to anthropogenic pressure. It is either replaced by crops, especially those species considered to be good fodder, or grazed by an increasing number of livestock (Le Houérou, 1993). Moreover, field investigation and the multivariate analysis results suggest that a weed community type dominates the area of Chott El Beida, with respect to the number of species and their extent. Enquiries to the Forest and Agriculture Services indicate that farmers increasingly exploit the area around the chott despite the unfavourable climatic conditions and poor yields creating favourable conditions for overland flow and erosion (Kosmas et al., 2002). Furthermore, livestock numbers in the area (Anonymous, 2002b) far exceed the potential stocking rate recommended by Aidoud and Nedjraoui (1992) which should be about 8 ha per head of sheep. In addition to the impact of overgrazing on soil, described in Kosmas et al. (2002), vegetation removal and invasive weeds constitute real threats to the biodiversity of the wetland. This has resulted in degradation and homogenisation of the plant communities (Quézel et al., 1999).

The analysis employed herein was based on well established methods in vegetation description and analysis namely classification and ordination. These techniques are used to discriminate between plant communities and to gain greater understanding of controlling environmental factors (El-Sheikh, 2005; He et al., 2007; Vogiatzakis et al., 2003). Abd-El-Ghani and Amer (2003) employed both classification (TWINSpan) and ordination techniques (DCA and CCA), in order to obtain an effective analysis of the vegetation and related environmental factors in El Qaa plain in southwestern Sinai-Egypt. Similarly, Cooper et al. (2006), in their study on Mauritanian wetlands, used TWINSpan, DCA and CCA. They showed that indirect DCA ordination provided a structured description of relationships between species composition, the recorded biophysical environment and land use variables and the cultural typology. Moreover, in Algeria, Benhouhou et al. (2001, 2003a,b) studied the relation between vegetation and environment in major landform systems using similar techniques. Indirect Gradient Analysis techniques in particular, such as DCA, have the advantage that they ordinate the floristic data independently of any environmental data without making a priori assumptions about the environmental variables that explain vegetation variation as commonly done by Direct Gradient Analysis such as CCA.

Globally, the ecology and importance of wetland ecosystems have been largely neglected. Wetlands are probably the most poorly understood ecosystems, being neither good land, nor good water (Williams, 1990). Only in recent times wetlands have become the *cause célèbre* of conservation organizations throughout the world (Mitsch and Gosselink, 2000). Despite the status of Chott El Beida as a Ramsar site, the main threat to its conservation is the private nature of surrounding land holdings in addition to the lack of knowledge and awareness by the local population of the importance of wetland ecosystems. The development of any wetland conservation strategy in Algeria is also hindered by the lack of coordination between the ministries of environment and agriculture, as is common in many Mediterranean countries (Solh et al., 2003; Vogiatzakis et al., 2006). Furthermore, engaging local stakeholders in the development of conservation strategies often occur in the absence of any consideration of biodiversity issues (Ayyad, 2003). In Algeria for instance, there is no restriction on farmers to grow crops next to the chott, neither is there a limit to livestock numbers. Therefore, continuing degradation by grazing and cultivation is resulting in the loss of habitats and associated species. Whilst the spatial extent of this loss is apparent from satellite remote sensing, we have insufficient data on the precise botanical losses incurred in terms of species diversity and abundance. Although there is clearly a research need for more studies to address the environment–vegetation relationships in the chotts, particularly in Algeria, these attempts have been limited so far. The paper fills a niche in documenting vegetation composition and environmental processes in the area. In addition the study has demonstrated the applications of techniques for classifying community composition as a basis for vegetation monitoring and mapping, and assist with the assessment of the potential impacts of anthropogenic disturbance. The policy implications of this work need to be considered if this and similar valuable ecological sites are to be maintained. Therefore, the local authorities should consider stricter control on damaging activities to these plant communities such as vegetation removal, cultivating or grazing. The degraded forest community should be restored in order to improve the natural regeneration. At the same time campaigns promoting the value of such ecosystems, the involvement of local communities and educational programmes are necessary to raise local awareness and assist in the long term conservation of these ecosystems.

Mediterranean wetlands play an important role in providing a range of ecosystem functions and services (MEA, 2005) such as stabilizing water supplies, cleaning polluted waters, protecting shorelines, recharging groundwater aquifers and supporting biodiversity (Mitsch and Gosselink, 2000). The conservation and management of these wetlands require more detailed knowledge of their ecology and condition. Future work will include the use of satellite image analysis to detect and monitor environmental changes in the area. Currently environmental monitoring in Algeria is facilitated with the availability of satellite data from the AlSat1 sensor, the country's first national satellite. This will provide a basis for vegetation monitoring and mapping, and assist with the assessment of the potential impacts of anthropogenic disturbance.

Acknowledgements

We would like to thank the Department of Geography at the University of Reading for hosting the first author during the course of this work. Special thanks to Dr. Kevin White for advice and constructive comments. We acknowledge the help of the Forest Service of Sétif, Algeria during fieldwork. We would also like to thank two anonymous reviewers for their comments on an earlier version of this paper.

Appendix I

List of species recorded in Chott El Beida by alphabetical order and their abbreviations.

Species name	Abbreviation
<i>Adonis aestivalis</i> L.	Adonaest
<i>Aegilops ventricosa</i> L.	Aegivent
<i>Aizoon hispanicum</i> L.	Aizohisp
<i>Allium paniculatum</i> L.	Allipani
<i>Alyssum scutigerum</i> L.	Alysscut
<i>Ampelodesma mauritanica</i> (Poiret.) Durand Schinz.	Ampemaar
<i>Anacyclus valentinus</i> L.	Anacvale
<i>Anagalis arvensis</i> L.	Anagarve
<i>Anchusa azurea</i> Miller.	Anchazur
<i>Anthemis pedunculata</i> Desf.	Anthpedu
<i>Artemisia campestris</i> L.	Artecamp
<i>Arthrocnemum indicum</i> (Wild.) Moq.	Arthindi
<i>Astragalus armatus</i> Willd.	Astrarma
<i>Atractylis humilis</i> L. subsp. <i>caespitosa</i> L.	Atrahumi
<i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt.	Atrican
<i>Atriplex halimus</i> L.	Atrihali
<i>Atriplex nummularia</i> Lindl.	Atrinumm
<i>Avena sterilis</i> L.	Avenster
<i>Beta vulgaris</i> L.	Betavulg
<i>Biscutella auriculata</i> L.	Biscauri
<i>Bromus rubens</i> L.	Bromrube
<i>Bunium incrassatum</i> (Boiss.) B. et T.	Buniincr
<i>Calendula arvensis</i> L.	Calenarve
<i>Calicotome villosa</i> (Poiret) Link. subsp. <i>villosa</i> Rouy	Calivill
<i>Carduncellus pinnatus</i> (Desf.) Batt.	Cardpinn
<i>Carduus tenuiflorus</i> (Curt.) Batt.	Cardtenu
<i>Centaurea acaulis</i> L.	Centacau
<i>Centaurea calcitrapa</i> L.	Centcalc
<i>Chenopodium album</i> L.	Chenalbu
<i>Chrysanthemum segetum</i> L.	Chrysege
<i>Cistanche phelypaea</i> (L.) Cout.	Cistphel
<i>Conringia orientalis</i> (L.) Dumort.	Conrorie
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Convarve
<i>Crepis vesicaria</i> L.	Crepvesi
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers	Cynodact
<i>Cyperus laevigatus</i> L.	Cypelaev
<i>Daucus carota</i> L. subsp. <i>carota</i> .	Dauccaro
<i>Diplotaxis erucoides</i> (L.) DC.	Dipleruc
<i>Diplotaxis virgata</i> DC.	Diplvirg
<i>Echinaria capitata</i> (L.) Desf.	Echicapi
<i>Echinops spinosus</i> L.	Echiital
<i>Echium italicum</i> L.	Echispin
<i>Erodium hirtum</i> L.	Erodhirt
<i>Eryngium campestre</i> L.	Eryncamp
<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	Euphveli
<i>Filago spathulata</i> Persl.	Filaspat
<i>Frankenia thymifolia</i> Desf.	Franthym
<i>Fumaria parviflora</i> Lamk.	Fumaparv
<i>Galium tricornis</i> With.	Galitric
<i>Gladiolus segetum</i> Ker-Gawl.	Gladsege
<i>Glaucium flavum</i> Crantz.	Glaufflav
<i>Globularia alypum</i> L.	Globalyp
<i>Halocnemum strobilaceum</i> (Pall.) M.B.	Halostro
<i>Helianthemum aegyptiacum</i> (L.) Mill.	Heliagyp
<i>Helianthemum helianthemoides</i> (Desf.) Grosser.	Heliheli
<i>Herniaria mauritanica</i> Murb.	Hernmaur
<i>Hieracium amplexicaule</i> L.	Hierampl
<i>Hordeum murinum</i> L.	Hordmuri
<i>Hyoseris radiata</i> L.	Hyosradi
<i>Iris planifolia</i> Miller.	Irisplan
<i>Juncus maritimus</i> Lamk.	Juncmari
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	Junioxcy
<i>Juniperus phoenicea</i> L.	Juniphoe
<i>Launaea nudicaulis</i> (L.) Hook.	Launnudi
<i>Lavandula officinalis</i> L.	Laveoffi
<i>leontodon hispidus</i> (Del.) Boiss.	Leothisp
<i>Linaria reflexa</i> (L.) Desf.	Linarefl
<i>Linum strictum</i> L.	Linustri
<i>Lolium rigidum</i> Gaud.	Lolirigi
<i>Lotus creticus</i> L.	Lotucret
<i>Lygeum spartum</i> L.	Lygespar
<i>Malva parviflora</i> L.	Malvparv

(continued)

Species name	Abbreviation
<i>Malva sylvestris</i> L.	Malvsylv
<i>Marrubium vulgare</i> L.	Marrvulg
<i>Matthiola parviflora</i> (Schousb.) R. Br.	Mattparv
<i>Medicago hispida</i> Gaertn.	Medihisp
<i>Melilotus indica</i> (L.) All.	Meliindi
<i>Moricandia arvensis</i> (L.) DC.	Moriarve
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.	Musccomo
<i>Neslia paniculata</i> L.	Neslpani
<i>Ornithogalum umbellatum</i> L.	Orniumbe
<i>Papaver hybridum</i> L.	Papahybr
<i>Papaver rhoeas</i> L.	Paparhoe
<i>Paronychia argentea</i> (Pourr.) Lamk.	Paroarge
<i>peganum harmala</i> L.	Pegaharm
<i>Phalaris brachystachys</i> Link.	Phalbrac
<i>Phalaris minor</i> Retz.	Phalmino
<i>Phragmites communis</i> Trin.	Phracomm
<i>Pinus halepensis</i> Miller.	Pinuhale
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	Pistlent
<i>Plantago albicans</i> L.	Planalbi
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Planlanc
<i>Poa bulbosa</i> L.	Poa bulb
<i>Polygonum aviculare</i> L.	Polyavic
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>rotundifolia</i> .	Querilex
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Raphraph
<i>Rapistrum rugosum</i> L.	Rapirugo
<i>Reseda alba</i> L.	Resealba
<i>Ruta montana</i> L.	Rutamont
<i>Salicornia fruticosa</i> (L.) Forsk.	Salifrut
<i>Salsola vermiculata</i> L.	Salsverm
<i>Scandix pecten-veneris</i> L.	Scanpeve
<i>Scorzonera laciniata</i> L.	Scorlaci
<i>Sedum sediforme</i> (Jacq.) Pau	Sedusedi
<i>Senecio vulgaris</i> L.	Senevulg
<i>Silene rubella</i> L.	Silerube
<i>Silene vulgaris</i> L.	Silevulg
<i>Silybum marianum</i> Gaertn.	Silymari
<i>Sinapis arvensis</i> L.	Sinaarve
<i>Sisymbrium officinale</i> L.	Sisyoffi
<i>Sonchus asper</i> subsp. <i>eu-asper</i> (L.) Vill.	Soncaspr
<i>Spergularia diandra</i> (Guss.) H. and S.	Sperdian
<i>Stipa lagascae</i> R. and S.	Stiplaga
<i>Suaeda fruticosa</i> (L.) Forsk.	Suaefrut
<i>Tamarix articulata</i> Vahl.	Tamaarti
<i>Taraxacum laevigatum</i> DC.	Taraleav
<i>Teuchrium polium</i> L.	Teucpoli
<i>Thapsia garganica</i> L.	Thapgarg
<i>Thymus vulgaris</i> L.	Thymvulg
<i>Torilis nodosa</i> L.	Torinodo
<i>Trisetum paniceum</i> (Lamk.) M.	Trispani
<i>Turgenia latifolia</i> (L.) Hoffm	Turglati
<i>Typha angustifolia</i> L.	Typhangu
<i>Urospermum dalechampii</i> (L.) Schmidt.	Urosdela
<i>Vaccaria pyramidata</i> Medik.	Vaccpyra
<i>Vicia monantha</i> Retz subsp. <i>calcarata</i> (Desf.) Maire.	Vicimore
<i>Vicia sativa</i> L.	Vicisati

References

- Abd-El-Ghani, M.M., 2000. Vegetation composition of Egyptian inland saltmarshes. Botanical Bulletin Academia Sinica 41, 305–314.
- Abd-El-Ghani, M.M., Amer, W.M., 2003. Soil–vegetation relationships in a coastal desert plain of southern Sinai, Egypt. Journal of Arid Environments 55, 607–628.
- Aidoud, A., Nedjraoui, D., 1992. The steppes of alfa (*Stipa tenacissima*) and their utilization by sheep. In: Thanos, C.A. (Ed.), Plant Animal Interactions in Mediterranean-type Ecosystems. Proceedings of MEDECOS VI. University of Athens, pp. 62–67.
- Anonymous, 2002a. Atlas of 26 Wetlands of International Importance. Direction de la Protection de la Flore et de la Faune, Algeria.
- Anonymous, 2002b. Statistiques Socio-Economiques. Agriculture Service, Hammam Sokhna, Algeria.
- Anonymous, 2004. Atlas des Zones Humides Algériennes d'Importance Internationale, 2004. Direction Générale des Forêts.
- Ayyad, M.A., 2003. Case studies in the conservation of biodiversity: degradation and threats. Journal of Arid Environments 54, 165–182.
- Benhouhou, S.S., Dargie, T.C.D., Gilbert, O.L., 2003a. Vegetation associations in the Ougarta Mountains and dayas of the Guir hamada, Algerian Sahara. Journal of Arid Environments 54, 739–753.

- Benhouhou, S.S., Boucheneb, N., Kerzabi, Q., Sassi, O., 2003b. Plant communities of several wadi types in the Tassili N'Ajjer, Central Sahara, Algeria. *Phytocoenologia* 33, 49–69.
- Benhouhou, S.S., Dargic, T.C.D., Gilbert, O.L., 2001. Vegetation associations in the Great Western erg and the Saoura valley, Algeria. *Phytocoenologia* 31, 311–324.
- Britton, R.H., Crivelli, A.J., 1993. Wetlands of southern Europe and North Africa: Mediterranean wetlands. In: Whigham, D.F., Dykyjová, D., Hejny, S. (Eds.), *Wetlands of the World I*. Kluwer, Netherlands, pp. 129–194.
- Braun-Blanquet, J., Tüxen, R., 1943. Übersicht der höheren Vegetationseinheiten Mitteleuropas. *SIGMA Communication* 84, 1–10.
- Braun-Blanquet, J., Roussine, N., Nègre, R., 1952. Les groupements végétaux de la France méditerranéenne. CNRS, Paris.
- Cooper, A., Shine, T., McCann, T., Tidane, D.A., 2006. An ecological basis for sustainable land use of Eastern Mauritanian wetlands. *Journal of Arid Environments* 67, 116–141.
- Di Castri, F., 1981. Mediterranean type shrublands of the world. In: Di Castri, F., Goodall, D.W., Sprecht, R.L. (Eds.), *Mediterranean Type Shrublands*. Elsevier, pp. 1–52.
- El-Sheikh, M.A., 2005. Plant succession on abandoned fields after 25 years of shifting cultivation in Assuit, Egypt. *Journal of Arid Environments* 61, 461–481.
- Green, A.J., El Hamzaoui, M., El Agbani, M.A., Franchimont, J., 2002. The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biological Conservation* 104, 71–82.
- Greig-Smith, P., 1983. *Quantitative Plant Ecology*, third ed. Blackwell, Oxford.
- Guillermin, J.L., 1991. Weed invasion in agricultural areas. In: Groves, R.H., Di Castri, F. (Eds.), *Biogeography of Mediterranean Invasions*. Cambridge University Press, pp. 379–392.
- He, M.Z., Zheng, J.G., Li, X.R., Qian, Y.L., 2007. Environmental factors affecting vegetation composition in the Alxa Plateau, China. *Journal of Arid Environments* 69, 473–489.
- Hill, M.O., 1979a. TWINSPLAN – a FORTRAN Program for Arranging Multivariate Data in Ordered Two Way Table by Classification of the Individuals and the Attributes. Department of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York.
- Hill, M.O., 1979b. DECORANA – a FORTRAN Program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Department of Ecology and Systematics, Ithaca, New York.
- Jaceix-Belton, 1938–1949. Carte des sols d'Algérie, Feuille d'Alger: J: 31.SE, Feuille de Biskra: J: 31.NE, 1/500 000.
- Kaabeche, M., Gharzouli, R., Gehu, J.M., 1993. Observations phytosociologiques sur le Tell et Les Hautes Plaines de Sétif (Algérie). *Documents Phytosociologiques*. N.S. XV. Camerino.
- Kent, M., Coker, P., 1992. *Vegetation Description and Analysis: a Practical Approach*. Belhaven Press, London.
- Kosmas, C., Danalatos, N.G., Lopez-Bermudez, F., Roereo Diaz, M.A., 2002. The effect of land use on soil erosion and land degradation under Mediterranean conditions. In: Geeson, N.A., Brant, C.J., Thornes, J.B. (Eds.), *Mediterranean Desertification: A Mosaic of Processes and Responses*. John Wiley and Sons.
- Kraiem, H., 10–11 December 2002. Biophysical and Socio-economic Impacts of Climate Change on Wetlands in the Mediterranean. *Mediterranean Roundtable*, Athens.
- Le Houérou, H.N., 1993. Salt-tolerant plants for the arid regions for the Mediterranean isoclimatic zone. In: Leith, H., al Masom, A.A. (Eds.), *Towards the Rational Use of Salinity Tolerant Plants. Tasks for Vegetation Science*, no. 27, vol. 1. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 403–422.
- Le Houérou, H.N., 1995. *Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides du Nord de l'Afrique: diversité biologique, développement durable et désertisation*. Options Méditerranéennes, Série B. Etudes et Recherches, n. 10. CIHEAM-IAMM, Montpellier, p. 396.
- Le Houérou, H.N., 2001. Biogeography of the arid steppeland north of the Sahara. *Journal of Arid Environments* 48, 103–128.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. In: *Millennium Ecosystem Assessment Series*. Island Press.
- McCune, B., Mefford, M.J., 1999. *PC-ORD, Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4*. MJM Software, Glenden Beach.
- Médail, F., Quézel, P., 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean basin: setting global conservation priorities. *Conservation Biology* 13, 1510–1513.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2000. *Wetlands*, third ed. John Wiley and Sons, Inc., Chichester, New York.
- Ozenda, P., 1983. *Flore du Sahara*, 2ème édition. C.N.R.S., Paris.
- Quézel, P., Santa, S., 1962–1963. *Nouvelle Flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. C.N.R.S., Paris. T.I–T.II.
- Quézel, P., Médail, F., Loisel, R., Barbero, M., 1999. Biodiversity and conservation of forest species in the Mediterranean basin. *Unasylva* 197, 21–28.
- Rivas-Martínez, S., Costa, M., 1975. Datos sobre la vegetación halófila de La Mancha (España). *Colloques phytosociologiques* 4, 81–97.
- Rivas-Martínez, S., 1977. Sur la syntaxonomie des pelouses thérophytiques de l'Europe occidentale. *Colloques Phytosociologiques* 6, 55–71.
- Rivas-Martínez, S., 1996. Clasificación bioclimática de la Tierra. *Folia Botanica Matritensis* 13, 1–27.
- Solh, M., Amri, A., Ngaido, T., Valkoun, J., 2003. Policy and education reform needs for conservation of dryland biodiversity. *Journal of Arid Environments* 54, 5–13.
- ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67, 1167–1179.
- ter Braak, C.J.F., 1994. Canonical community ordination. Part 1. Basic theory and linear methods. *Ecoscience* 1, 127–140.
- Tüxen, R., 1950. Grundriß einer Systematik der nitrophilen Unkrautgesellschaften in der Eurosibirischen Region Europas. *Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft* 2, 94–175.
- Vila, J.M., 1977. Notice Explicative de la Carte Géologique au 1/50 000, Bir El Ahrech (118) deuxième édition and Ain El Ahdjar (144) première édition.
- Vogiatzakis, I.N., Griffiths, G.H., Mannion, A.M., 2003. Environmental factors and vegetation composition, Lefka Ori massif, Crete, S. Aegean. *Global Ecology and Biogeography* 12, 131–146.
- Vogiatzakis, I.N., Mannion, A.M., Griffiths, G.H., 2006. Mediterranean ecosystems: problems and tools for conservation. *Progress in Physical Geography* 30, 175–200.
- Whigham, D., Dykojova, D., Hejny, S., 1993. *Wetlands of the World I: Inventory, Ecology, and Management*. Kluwer Academic Publishers.
- Williams, M. (Ed.), 1990. *Wetlands a Threatened Landscape*. Basil Blackwell, Oxford.

ت خريطة البيئي محور أهمية قصوى لإدارة واتخاذ القرار في سياسة التنمية المحلية أو الإقليمية في بلدان شمال إفريقيا الجزائر على وجه الخصوص كما أنه مفهوم دي و لم يتطرق إليه كثيرا. في منطقة الدراسة أي الحوضيرة الوطنية للقاللة (شمال شرق الجزائر) تعرف تغييرا مستمرا للغطاء النباتي و شغل الأراضي . مما يعكس على نوعية الخدمات المقدمة لمختلف الأنظمة البيئية التي تكونه . الهدف الأول لهذه الدراسة هو تحديد خدمات الأنظمة البيئية المقدمة للحوضيرة و تقييمها من خلال نموذج المصفوفات ثم رسم خرائط توزعها الفضائي با جغرافية (SIG). الهدف الثاني هو قياس تأثير التغيرات التي مست شغل الأراضي داخل الحوضيرة باستعمال صور الأقمار الصناعية

2013 2002 تحديد أربع خدمات على النحو المحدد في تقييم الألفية للنظم الإيكولوجية (MEA) : التنوع البيولوجي تخزين الكرب و الترفيه و نتائج الفلين ، طريقة التقييم كانت بسيطة لكنها فعالة و يمكن اعتمادها كنموذج للدراسات الأخرى . تعتبر الخرائط المنجزة أداة فعالة و سريعة للإعانة في اتخاذ القرار لمسيري الحوضيرة . الكشف عن التغيرات يتأسس على الـ المعياري لـ (NDVI) و خرائط شغل الأراضي الذي مكن من تحديد و قياس المساحات المعنية بهذه التغيرات . التغيرات السالبة مست الغابات الكثيفة (-0,96%) غير المزروعة (-3,99%) و المناطق العمرانية (+3,66%) الذين شهدوا تغيرا إيجابيا . الأسباب الكبرى لهذا التغير هي توسع النسيج و إزالة الغابات الناتج عن القص و الرعي الجائر و تكثيف الزراعة مع السقي الغير مراقب و حرائق الغابات خاصة في الصيف ، الـ الأكثر نشاط سياحي.

: خدمات النظام البيئي , الحوضيرة الوطنية للقاللة , نضام المعلومات الجغرافية (SIG) , المعياري لـ (NDVI) , تغير

Résumé

La cartographie des services écosystémiques est devenue un axe de première importance pour la gestion et la prise de décision dans toute politique d'aménagement locale ou régionale. Dans les pays d'Afrique du Nord, plus particulièrement en Algérie, ce concept est peu investigué. La zone d'étude, en l'occurrence, le parc national d'El Kala (PNEK) (Nord-Est algérien), connaît des changements continus en matière de couvert végétal et d'occupation de sol. Cela se répercute sur la qualité des services fournis par les différents écosystèmes qui le composent. Le premier objectif de cette étude est de déterminer les SE (Services Ecosystémiques) fournis par le parc, les évaluer grâce un modèle matriciel puis cartographier leur distribution spatiale par l'outil SIG. Le second objectif est de mesurer l'impact des changements qui ont touchés l'occupation du sol dans le parc en utilisant des images satellites de 2002 et 2013. Les résultats ont permis de retenir quatre sévices selon le cadre du Millenium Ecosystem Assesment (MEA, 2005) : biodiversité ; stockage de carbone ; récréation et production de liège avec des valeurs attribuées à chacun des SE. Ceci a permis la production de cartes représentant la distribution spatiale des SE au sein du parc. La « détection des changements » basée sur les cartes d'occupation des sols -élaborées à partir des classifications non supervisées des images satellites- et la comparaison de l'Indice Normalisé de Végétation (NDVI), a permis de déterminer et de mesurer les surfaces concernées par des changements. Les changements négatifs ont touché les forêts denses (-0.96%), terrains non cultivés (-3.99%), et terrain nus (-6.56%). A l'opposé, les surfaces d'eau (+2.01), les forêts claires (+4.93%), les terrains cultivés (+4.45%) et les zones urbaines (+3.66%), ont connu des changements positifs. Les causes majeures de ce changement sont l'extension du tissu urbain, la déforestation provoquée par les coupes et le surpâturage, l'intensification de l'agriculture avec une irrigation incontrôlée, les feux de forêts surtout en été, période de grande activité touristique. La méthode d'évaluation entreprise dans ce travail s'avère simple mais efficace et peut servir de modèle pour d'autres études ultérieures. Les cartes produites constituent un outil fiable dans la prise de décision par les gestionnaires du parc. Les techniques de classification et de détection des changements de l'NDVI s'avèrent efficaces pour l'analyse spatio-temporelle des changements de l'occupation du sol qui ont affectés le PNEK.

Mots clés : Services écosystémiques, dynamique de l'occupation du sol, SIG, Télédétection, Parc National d'El Kala

Abstract

Ecosystem service mapping has become a very important issue for local and regional decision-making and management. In North African countries and Algeria in particular, this concept is not yet well developed. The El Kala National Park North-eastern Algeria, faces significant changes related to vegetation cover and land use which may affect the quality of ecosystem services. The first objective of this work was to define, assess through a matrix model then to map with GIS tool the distribution of these services. The second objective was measure the land cover changes that occurred between 2002 and 2013 using satellite images. Four ecosystem services were defined according to the MEA (2005) framework: biodiversity, carbon storage, recreation and cork production. The matrix model was a simple but efficient method and may be used in similar study cases. The produced maps are an efficient mean to visualise the spatial distribution of the services and constitute an easy tool for policy makers. Change detection technique using NDVI differencing and land cover maps allowed defining and measuring areas of change. Negative change occurred in classes of: Dense forest (-0.96 %), Uncultivated land (-3.99 %) and Barren land (-6.56 %). In contrast, classes with positive change are: Water body (+2.01 %); Open forest (+4.93 %), Cultivated land (+4.45 %) and Urban (+3.66 %). The main causes for these changes are: expansion of urban tissue and new infrastructures, degradation of dense forests due to human pressures mainly grazing and clearing, intensification of agriculture activities with uncontrolled irrigation and last but not least, forest fires in summers due to long droughts periods and holiday rush.

Key words: Ecosystem services, Land cover change, remote sensing, GIS, National of El Kala