



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE DES FRERES MENTOURI - CONSTANTINE 1



FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE ET ECOLOGIE VEGETALE

N° d'ordre : 124/DS/2017
N° de Série : 02/ECO/2017

THESE

En vue de l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES

Spécialité

Ecologie et environnement

Thème

**Evaluation des indicateurs de la désertification dans les écosystèmes steppiques,
cas de la région du Hodna (Msila)**

Présentée par : **Merdas Saifi**

Devant le jury :

Présidente : Aicha MECHAKRA

Pr. Université des Frères Mentouri -Constantine1

Rapporteur : Ahmed MENAD

Pr. Université des Frères Mentouri -Constantine1

Examineurs :

Mohamed BELHAMRA

Pr. Université Mohamed Khider– Biskra

Mohamed Mourad SENOUSI

Driss HADDOUCHE

Pr. Université Université Larbi Ben M'hidi-Oum El-Bouaghi

M.C.A Université Abou Bekr Belkaïd – Tlemcen

Soutenue le : 03/07/2017

Année : 2016/2017

Remerciements

Je tiens particulièrement à remercier mon directeur de thèse Monsieur **Ahmed Menad** Professeur à l'Université des Frères Mentouri Constantine 1, pour m'avoir soutenu tout au long de la réalisation de ce travail. Merci également pour le respect de mes idées de m'avoir laissé la chance de les réaliser et pour les corrections les discussions et les orientations de mon travail.

Je remercie Madame **Aicha Mechakra**, Professeur à l'Université des Frères Mentouri Constantine 1, qui m'a fait l'honneur de présider le jury de ce travail.

J'adresse mes remerciements à Monsieur **Mohamed Belhamra**, Professeur à l'Université Mohamed Khider de Biskra, qui a accepté avec gentillesse d'examiner ce travail.

Egalement je remercie profondément Monsieur **Mohamed Mourad Senoussi**, Professeur à l'Université Larbi Ben M'hidi d'Oum El Bouaghi, pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Je tiens également à remercier Monsieur **Driss Haddouche**, Maître de conférences « A » à l'Université de Abou Bekr Belkaïd de Tlemcen, qui a bien voulu juger ce travail.

Je remercie profondément Mme **Fattoum Lakhdari**, directrice du CRSTRA, qui a mis à notre disposition les moyens nécessaires pour la réalisation de ce travail.

Je suis très reconnaissant à Mme **Concepcion L. Alados**, Professeur du Pyrenean Institute of Ecology (PIE) (CSIC), Zaragoza qui a contribué grandement dans la méthodologie de ce travail, également l'organisation de séminaires durant mon séjour au PIE, je remercie également son équipe de chercheurs et doctorants avec lesquels j'ai eu beaucoup d'échanges.

Je remercie profondément Monsieur **Yacine Kouba**, Docteur à l'Université Larbi Ben M'hidi, c'est avec lui que j'ai appris beaucoup de choses sur (Plant community ecology).

Je remercie tous mes collègues et personnel du CRSTRA, et tous mes amis.

Je voudrai exprimer ma gratitude à toutes personnes et organisations qui m'ont soutenue et aider pour la réalisation de ce travail. Ce travail n'aurait pu voir le jour sans le support du Centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides.

Je dédie ce travail à ma famille.

ملخص

يمثل التصحر مصدر قلق في جميع أنحاء العالم و في الجزائر. يهدد تدهور الأراضي أكثر من 20 مليون هكتار من المراعي السهبية. الرعي الجائر يمكن أن يولد ردة فعل تؤدي إلى تدهور الغطاء النباتي و فقدان التنوع البيولوجي. استخدام المؤشرات لتقييم التصحر هو طريقة مناسبة للكشف عن الحالة الصحية للنظم الإيكولوجية للمراعي. تتناول هذه الدراسة آثار الرعي في المجتمعات النباتية للنظم الإيكولوجية في السهوب القاحلة و كيفية تغير استخدام الأراضي على مدى السنوات الـ 30 الماضية. تتمركز الدراسة في مراعي السهوب الوسطى للجزائر، حوض الحضنة، ولاية مسيلة و تغطي خمسة بلديات: عين الحجل، بن زوه، تامسة، سيدي عامر و الهامل.

في هذه الدراسة، تم إجراء مقارنة للبنية و التنوع البيولوجي للمجتمعات النباتية في مناطق محمية من الرعي و مناطق ذات الرعي الحر. قارنا التنوع البيولوجي ألفا و بيتا باستخدام مؤشر هيل (Hill Index) بين الحالتين، و قمنا بقياس additive partitioning للتنوع بيتا من أجل اختبار ما إذا كان الفرق في تكوين المجتمعات النباتية يرجع إلى استبدال الأنواع spatial turnover أو إلى (nestedness). بالإضافة إلى ذلك، باستخدام multiplicative partitioning، فحصنا آثار الرعي على التنوع بيتا في نطاقين مختلفين في المساحة (بين المواقع، و داخل المواقع). كذلك، قمنا بتقييم غطاء سطح التربة؛ الغطاء النباتي، و البقايا النباتية، التربة العارية، القشور البيولوجية للتربة و غطاء نبات الخلفاء (*Stipa tenacissima*). للكشف عن تغير استخدام الأراضي قمنا بدراسة زمنية لغطاء الأراضي diachronic لثلاث سنوات مختلفة 1984، 2000، و 2014.

بالنسبة للتنوع ألفا، الرعي أدى إلى انخفاض كبير في تنوع النباتات الحولية. و مع ذلك، لا تتأثر النباتات المعمرة بشكل ملحوظ. أظهرت النتائج فرق كبير في تكوين المواقع المرعية و المحمية. أشار additive partitioning للتنوع بيتا إلى أن 74٪ من التنوع بيتا الشامل هو ناتج عن استبدال الأنواع turnover species و تقريبا 26٪ يرجع إلى (nestedness). و أظهر تحليل التنوع بيتا في نطاقين مختلفين في المساحة أن الرعي يزيد التنوع بيتا على نطاق مُصغر (داخل المواقع)، و لكن على نطاق أوسع يُخفض التنوع بيتا (بين المواقع). بالإضافة إلى ذلك، الأنشطة الرعوية خفضت إلى حد كبير الغطاء النباتي و التنوع البيولوجي في المناطق الغير محمية. أما بالنسبة لغطاء النوع السائد الخلفاء (*Stipa tenacissima*) لم يبدي أي تأثير بالنسبة للرعي. القيمة العالية من غطاء التربة العارية يمكن تفسيره على أنه مؤشر لظاهرة التصحر. فيما يخص للمناطق المحمية، التنوع البيولوجي زاد بشكل ملحوظ بالنسبة للنباتات الحولية و بالنسبة للغطاء النباتي. بالنسبة لدراسة تغير استخدام الأراضي، بينت النتائج تراجع و تدهور في السهوب 1984-2014.

تشير هذه النتائج إلى أن الرعي يغير من تركيبة المجتمعات النباتية و غالبا ما يؤثر بشكل كبير على النباتات الحولية. بالإضافة إلى ذلك، النشاط الرعوي في هذه المنطقة يزيد من الاختلاف النوعي بيتا على النطاقات المصغرة و لكن على نطاقات أوسع يُخفض من الاختلاف النوعي بيتا و يؤدي إلى تكوينات موحدة. تُلقي هذه الدراسة الضوء على أهمية الحماية و المحافظة كأدوات فعالة من أجل الحفاظ على بنية و تنوع المجتمعات النباتية في النظم الإيكولوجية المهتدة. فمن المستحسن استخدام الرعي المراقب و زيادة عدد المناطق المحمية.

الكلمات المفتاحية: تدهور الأراضي؛ السهوب القاحلة المتوسطة؛ النشاط الرعوي؛ تنوع المجتمعات النباتية؛ بنية المجتمعات النباتية؛ النطاق الفضائي؛ التنوع بيتا؛ الكشف عن تغير استخدام الأراضي.

Abstract

This study examines the effects of livestock grazing on plant communities of arid steppe ecosystems, in central steppe rangelands of Algeria, Hodna basin. In addition, how land use changes over the past 30 years. Desertification is a worldwide concern; in Algeria, land degradation threatens more than 20 million hectares of steppe rangelands. Overgrazing can generate a regressive chain reaction leading to degradation of vegetation cover and loss of biodiversity. The use of indicators to assess desertification is suitable to detect the state of the health of rangeland ecosystems.

We conducted a comparative study of the plant community structure and diversity in grazed and ungrazed areas. We compared alpha and beta diversities using the Hill Index between the two treatments, and used the additive partitioning of beta diversity to test whether the difference in plant species composition is due to species spatial turnover or nestedness. Besides, by using the multiplicative diversity partitioning, we examined the effects of grazing on beta diversity at two spatial scales (i.e. among-transects, and among-sites). In addition, we assessed soil surface conditions; vegetation, litter, bare ground, biological soil crusts and *Stipa tenacissima* cover. For change detection, we used diachronic study by comparing land cover of three years 1984, 2000 and 2014.

For alpha diversity, grazing reduced significantly the diversity of the annual species; however, perennials were not affected significantly. The results revealed a significant compositional difference between grazed and ungrazed areas. Essentially, the additive partitioning of beta diversity indicated that ~74% of the overall beta diversity was due to species turnover and ~26% was due to nestedness. The analysis of beta diversity at different spatial scales showed that grazing increased beta diversity at small scales and decreased beta diversity at coarse scales (among-sites). In addition, grazing activities have largely reduced values of the vegetation cover and diversity in grazed areas. The cover of the most dominant species (*Stipa tenacissima*), was not affected by grazing. The high value of bare ground cover indicated regressive trend, this can be interpreted as a process of desertification. Nevertheless, the protection from grazing increased significantly the species diversity of annual species and vegetation cover. Land cover changed regressively from 1984 to 2014.

These results suggest that grazing changes the composition of plant community and affects mainly the annual plants. Furthermore, grazing increases both compositional variation at small spatial scales and vegetation homogeneity at coarse spatial scales. This study highlights the importance of protection and conservation as an effective management tool for maintaining the plant community structure and diversity in threatened ecosystems. It is recommended to use controlled grazing and increase the number of protected areas.

Key words: *Land degradation; arid Mediterranean steppe; grazing activity; plant community diversity; plant community structure; spatial scale; beta diversity; change detection.*

Résumé

Cette étude a examiné les effets du pâturage sur les communautés végétales des écosystèmes steppiques arides dans les parcours steppiques centraux de l'Algérie, le bassin du Hodna. En outre, comment l'utilisation des terres a changé au cours des 30 dernières années. La désertification est un sujet de préoccupation dans le monde entier; en Algérie, la dégradation des terres menace plus de 20 millions d'hectare de parcours steppiques. Le surpâturage peut générer une réaction régressive conduisant à la dégradation du couvert végétal et la perte de la biodiversité. L'utilisation d'indicateurs pour évaluer la désertification est propice pour détecter l'état de la santé des écosystèmes de parcours. Nous avons effectué une étude comparative de la structure et de la diversité des communautés végétales dans les zones pâturées et non pâturées. Nous avons comparé la diversité alpha et bêta en utilisant l'indice de Hill entre les deux traitements, le partitionnement additif de la diversité bêta pour tester si la différence dans la composition des espèces végétales est due au remplacement d'espèces (spatial turnover) ou à l'emboîtement (nestedness). En outre, en utilisant le partitionnement multiplicatif de la diversité, nous avons examiné les effets du pâturage sur la diversité bêta à deux échelles spatiales (entre-transects, et entre les sites). En plus, nous avons évalué les conditions de surface du sol; la végétation, la litière, le sol nu, les croûtes biologiques du sol et le couvert de *Stipa tenacissima*. Pour la détection du changement, nous avons utilisé l'étude diachronique en comparant l'occupation du sol de trois années 1984, 2000 et 2014.

Pour la diversité alpha, le pâturage a réduit de façon significative la diversité des espèces annuelles; cependant, les plantes vivaces ne sont pas affectées de manière significative. Les résultats ont révélé une différence significative entre la composition des sites pâturés et non pâturés. Essentiellement, le partitionnement additive de la diversité bêta indique que ~ 74% de la diversité globale bêta était due au remplacement des espèces et ~ 26% est due à l'emboîtement (nestedness). L'analyse de la diversité bêta à différentes échelles spatiales a montré que le pâturage a augmenté la diversité bêta à petite échelle, mais à grande échelle la diversité bêta a diminué (entre-sites). En outre, les activités de pâturage ont réduit la couverture végétale et la diversité dans les zones pâturées. La couverture de l'espèce dominante (*Stipa tenacissima*) n'a pas été affectée par le pâturage. La valeur élevée de la couverture de sol nu indique une tendance régressive, cela peut être interprété comme un processus de désertification. Néanmoins, la protection contre le pâturage (mise en défends) a augmenté de manière significative la diversité des espèces annuelles et la couverture végétale. L'occupation du sol a changé régressivement entre 1984-2014.

Ces résultats suggèrent que le pâturage modifie la composition de la communauté végétale et affecte principalement les plantes annuelles. En outre, le pâturage augmente à la fois la variation de la composition à petites échelles spatiales, et l'homogénéité de la végétation à grandes échelles. Cette étude met en évidence l'importance de la protection et de la conservation comme un outil de gestion efficace pour le maintien de la structure et de la diversité des communautés végétales dans les écosystèmes menacés. Il est recommandé d'utiliser le pâturage contrôlé et d'augmenter le nombre des zones protégées.

Mots clés: Dégradation des terres; steppe aride méditerranéenne; l'activité de pâturage; diversité de la communauté végétale; structure de la communauté végétale; échelle spatiale; diversité bêta, la détection des changements.

Liste des tableaux

Tableau 01 : Les bandes de longueur d'onde

Tableau 02: Pourcentage des pluies selon les saisons, station de Boussaâda (1988-2014)

Tableau 03 : Précipitations mensuelles et températures moyennes mensuelles, données de la station de Boussaâda période (1988-2014)

Tableau 04 : Etages climatiques définies suivant les valeurs du Q2

Tableau 05 : Quotient pluviométrique et étages bioclimatiques de la station de Boussaâda (1988-2014).

Tableau 06 : Les types de climats selon De Matonne, (1926).

Tableau 07 : Moyennes des précipitations des et températures, données de la station de Boussaâda période (1988-2014)

Tableau 08 : Les scènes obtenues pour les trois dates 1984, 2000 et 2014

Tableau 09 : Valeurs moyennes (\pm SD) par rapport aux tests t pour les indices de diversité dans les zones protégées et les zones pâturées.

Tableau 10 : Partitionnement additive de la diversité beta totale générée des sites pâturés et protégés (β_{SOR}) en deux composantes : spatial turnover (β_{SIM}) et nestedness (β_{SNE}).

Tableau 11 : Comparaison des diversités beta (entre transects "beta transects" et entre sites "beta sites") entre les habitats protégés et pâturés dans les steppes du Hodna.

Tableau 12: Valeurs moyennes (\pm SD) par rapport aux tests t pour les paramètres de recouvrement du sol dans les zones protégées et les zones pâturées.

Tableau 13 : Superficies des différentes classes pour l'année 1984

Tableau 14 : Superficies des différentes classes pour l'année 2000

Tableau 15 : Superficies des différentes classes pour l'année 2014

Liste des figures

Figure 01 : Les causes et le développement de la désertification.

Figure 02 : Quelques ramifications du changement de la végétation induites par l'homme.

Figure 03: Les relations et les boucles de rétroaction entre la désertification, le changement climatique et la perte de la biodiversité.

Figure 04: Sélection, évaluation et application des indicateurs de la désertification.

Figure 05 : Les deux composants oscillants du rayonnement EM: un champ magnétique et électrique.

Figure 06 : Les processus de la télédétection

Figure 07 : Le spectre électromagnétique

Figure 08 : Les interactions énergétiques dans l'atmosphère et la surface terrestre

Figure 09 : Localisation de la zone d'étude dans le bassin versant du Hodna

Figure 10 : Localisation de la région d'étude.

Figure 11 : Extrait de la carte géologique montrant l'aspect de la région d'étude.

Figure 12 : Coupe Géologique dans la région de Boussaâda.

Figure 13 : Carte du réseau hydrographique de la région d'étude

Figure 14 : Carte des sols de la région d'étude.

Figure 15 : Variations mensuelles des précipitations, station de Boussaâda (1988-2014)

Figure 16 : Diagramme ombrothermique de la station de Boussaâda (1988- 2014)

Figure 17 : Localisation de Boussaâda dans le climagramme d'Emberger (1988- 2014)

Figure 18 : Carte du tapis végétal de la région d'étude.

Figure 19: La méthode point-intercept

Figure 20 : Turnover et Nestedness

Figure 21 : Organigramme de détection des changements

Figure 22 : Les centres de scènes des images Landsat 5, Landsat 7 et 8 pour la région d'étude

Figure 23 : Mosaique et composition colorée des images (1984, 2000 et 2014)

Figure 24: Nombre d'espèces enregistrées pour chaque famille.

Figure 25 : Diversité α pour toutes les plantes

Figure 26 : Diversité α pour les plantes pérennes

Figure 27 : Diversité α pour les plantes annuelles

Figure 28 : Ordination NMDS pour les sites pâturés et protégés

Figure 29 : Composition colorée de l'image Landsat 5 de l'année 1984

Figure 30 : Composition colorée de l'image Landsat 7 de l'année 2000

Figure 31 : Composition colorée de l'image Landsat 8 de l'année 2014

Figure 32 : La carte d'occupation du sol pour l'année 1984

Figure 33 : La carte d'occupation du sol pour l'année 2000

Figure 34 : La carte d'occupation du sol pour l'année 2014

Sommaire

Résumé

Liste des tableaux

Liste des figures

CHAPITRE 1 : Introduction

Introduction..... 2

CHAPITRE 2 : Synthèse bibliographique

2.1 La désertification.....	7
2.2 Causes de la désertification.....	8
2.2.1 Les causes humaines.....	10
2.2.1.1 Le surpâturage.....	10
2.2.1.2 La déforestation.....	11
2.2.1.3 L'agriculture.....	11
2.2.1.4 La surexploitation.....	11
2.2.2 Les causes climatiques (variabilité climatique).....	12
2.3 Les processus de la dégradation des terres.....	13
2.3.1 La dégradation du couvert végétal.....	13
2.3.2 Les processus de dégradation des sols.....	13
2.3.2.1 La dégradation physique.....	13
2.3.2.2 La dégradation chimique.....	13
2.3.2.3 La dégradation biologique.....	14
2.3.3 Les processus de l'érosion des sols.....	14
2.3.3.1 L'érosion hydrique.....	14
2.3.3.2 L'érosion éolienne.....	14
2.4 Relation entre les trois conventions (CNULD), (CDB), et (CCNUCC).....	15
2.5 Les indicateurs de la désertification.....	17
2.5.1 Critères pour les indicateurs.....	17
2.5.2 Approche méthodologique pour les indicateurs de la désertification.....	17
2.5.3 Les indicateurs de la désertification/ indicateurs écologiques.....	19
2.6 L'effet du pâturage sur la diversité de la communauté végétale.....	21
2.7 L'effet du pâturage sur la structure de la communauté végétale.....	23
2.8 Utilisation de la télédétection pour le suivi du changement d'occupation du sol.....	25
2.8.1 Energie électromagnétique (les ondes et les photons).....	25
2.8.2 Processus de télédétection.....	26
2.8.3 Rayonnement électromagnétique (spectre électromagnétique).....	27
2.8.4 Interactions énergétique au cours de la traversée des couches atmosphériques.....	28
2.8.5 Interactions rayonnement et surfaces terrestres.....	29

CHAPITRE 3: Matériels et méthodes

3.1 Présentation de la région d'étude.....	30
3.1.1 Le bassin versant du Hodna.....	31
3.1.2 Localisation de la région d'étude.....	32
3.1.3 La géologie.....	33
3.1.4 La géomorphologie.....	35
3.1.5 Hydrologie et hydrogéologie.....	36
3.1.6 La pédologie.....	38
3.1.7 Le climat.....	40
3.1.7.1 Distribution mensuelle des pluies.....	40
3.1.7.2 Les régimes pluviométriques.....	40
3.1.7.3 Indice xérothermique de Gaussen.....	41
3.1.7.4 Quotient pluviométrique d'Emberger.....	42
3.1.7.5 L'indice d'aridité de De Martonne.....	44
3.1.8 La végétation.....	45
3.1.8.1 Le paysage végétal.....	45
3.1.8.2 Etat de la végétation.....	47
3.2 Evaluation des indicateurs.....	48
3.2.1 Prospection et reconnaissance du terrain.....	48
3.2.2 Choix de la méthode d'échantillonnage.....	49
3.2.3 Collecte des données.....	49
3.2.4 Mesure de la diversité.....	51
3.2.4.1 Richesse des espèces.....	51
3.2.4.2 L'indice de Shannon.....	51
3.2.4.3 L'indice d'équitabilité de Piélou (Pielou, 1966)	52
3.2.4.4 L'indice de Simpson.....	52
3.2.4.5 Les numéros de Hill.....	53
3.2.5 L'effet du pâturage sur la diversité de la communauté végétale.....	54
3.2.5.1 La diversité alpha (α) des groupes fonctionnels.....	54
3.2.5.2 La diversité alpha (α) (numéros de Hill)	54
3.2.5.3 L'analyse de similarité (ANOSIM)	55
3.2.5.4 Positionnement multidimensionnel non métrique (NMDS)	56
3.2.5.5 Partitionnement de la diversité beta totale (Turnover et Nestedness)	56
3.2.5.6 La diversité β à plusieurs échelles et décomposition de la diversité.....	59
3.2.6 L'effet du pâturage sur la structure de la communauté végétale.....	60
3.2.7 Occupation du sol et Etat de changement.....	62
3.2.7.1 Les données.....	64
3.2.7.2 Prétraitement des images.....	65
3.2.7.3 Extraction des images.....	66
3.2.7.4 Traitement d'image néo-canaux.....	66
3.2.7.5 Classification supervisée.....	67
3.2.7.6 Post-classification et comparaison.....	67

CHAPITRE 4: Résultats et discussion

4.1 L'effet du pâturage sur la diversité de la communauté végétale.....	69
4.1.1 La diversité alpha (α) des groupes fonctionnels.....	70
4.1.2 La diversité alpha (α) (numéros de Hill).....	72
4.1.2.1 Diversité α pour toutes les plantes.....	72
4.1.2.2 Diversité α pour les plantes pérennes.....	74
4.1.2.3 Diversité α pour les plantes annuelles.....	76
4.1.3 Analyse de similarité et de la diversité β globale.....	80
4.1.4 La diversité β à plusieurs échelles, partitionnement de la diversité.....	81
4.2 L'effet du pâturage sur la structure de la communauté végétale.....	84
4.3 Utilisation de la télédétection pour le suivi du changement d'occupation du sol.....	87
4.3.1 La photo-interprétation des images.....	87
4.3.1.1 Pour l'année 1984.....	87
4.3.1.2 Pour l'année 2000.....	88
4.3.1.3 Pour l'année 2014.....	89
4.3.2 L'occupation du sol.....	90
4.3.2.1 La carte d'occupation du sol de l'année 1984.....	90
4.3.2.2 La carte d'occupation du sol de l'année 2000.....	92
4.3.2.3 La carte d'occupation du sol de l'année 2014.....	94
4.3.3 Le changement d'occupation du sol durant la période 1984-2014.....	95
Conclusion	
Conclusion.....	98

Chapitre 1

Introduction

Introduction

Les régions steppiques couvrent 32 millions d'hectares (9 % du territoire) dont 20 millions d'hectare de parcours steppiques (Slimani *et al.*, 2010) et 12 millions d'hectare de parcours présahariens, ces parcours sont les écosystèmes les plus sensibles à la désertification. Depuis le dernier siècle, cet écosystème devient de plus en plus dégradé, suite à l'activité érosive de l'homme et du climat (Aidoud et Touffet, 1996). La désertification constitue un grand problème qui menace les régions arides, semi arides et subhumides sèches dans tout le globe terrestre. L'augmentation des besoins humains, qui se traduit par la conquête de nouveaux espaces naturels (urbanisation) la mise en culture, le surpâturage la déforestation, combinés avec les changements climatiques conduisent au déclenchement du phénomène de la désertification.

L'état algérien consacre des programmes importants pour la lutte contre la désertification comme par exemple le Schéma National d'Aménagement du Territoire (SNAT), est cela dans le but de connaître les tendances évolutives de la dégradation des terres pour proposer des méthodes efficace d'aménagement d'atténuation du phénomène de la désertification. Dans cette thèse, on fournit des méthodes de travail efficaces pour le suivi et l'évaluation ainsi que l'analyse de la désertification via une série d'indicateurs.

L'écosystème steppique algérien représente une source importante pour la survie des populations qui l'occupent ; d'un point de vue socioéconomique. La steppe abrite toute une activité d'élevage axée sur les ovins, cette activité contribue à l'économie du pays, un autre point important que joue la steppe c'est qu'elle agit comme un écosystème tampon, séparant le Sahara du Tell, ainsi que la protection de biodiversité dans toutes ses formes.

Devant ce problème global, la conservation de la biodiversité représente une stratégie importante dans le cadre du développement durable; car les perturbations des équilibres conduisent à des changements catastrophiques de la composition et de la structure des communautés végétales, se traduisant par l'apparition des espèces envahissantes et non désirées ainsi que la dégradation du couvert végétal initial. Un défi majeur pour les écologistes d'aujourd'hui est de déterminer les liens et l'importance relative des facteurs biotiques et abiotiques comme moteurs de fonctionnement des écosystèmes (Loreau *et al.*, 2001).

La diversité des espèces constitue une propriété importante de l'écosystème (Alados *et al.*, 2005). Donc, l'étude de la biodiversité peut être considérée comme une des voies privilégiées de caractérisation des changements écologiques à différents niveaux d'organisation (paysage, système écologique et espèce), au moyen d'un ensemble de descripteurs ou paramètres (ROSELT/OSS, 2004).

Dans cette étude nous citerons de manière particulière les problèmes de dégradation de l'écosystème steppique. Situé entre des ensembles géomorphologiques importants (le Sahara, l'Atlas saharien, et les monts du Hodna), le bassin du Hodna représente un site d'une très grande importance écologique, marqué par des espèces endémiques (Kaabache, 1990).

Dans ce travail, on va examiner l'effet de l'utilisation des terres sur la diversité et la distribution du couvert végétal, l'outil d'évaluation de la dégradation de l'écosystème est basé essentiellement sur l'abondance et la diversité des espèces parce que le bon fonctionnement de l'écosystème est lié directement avec la diversité des espèces. Selon Maestre *et al.*, (2012), la biodiversité améliore l'habilité des écosystèmes à maintenir des fonctions multiples; le stockage du carbone, la productivité, et la construction de réservoirs des nutriments (multifonctionnalité).

Pour bien cerner le sujet, la caractérisation d'indicateurs de la désertification va nous permettre d'identifier facilement les tendances en cours, un indicateur peut être défini comme un paramètre, ou une valeur calculée à partir d'un ensemble de paramètres, qui fournit des informations sur un phénomène ou sur son état. L'indicateur a une signification dépassant celle directement liée à la valeur paramétrique (OECD, 2001). D'autre part, le recours à l'utilisation du système d'information géographique (SIG) et à la télédétection est indispensable, puisque ces deux outils fournissent une vision synoptique et diachronique des phénomènes.

L'objectif de notre travail vise à évaluer :

- Les différents indices de diversité. Et préciser les différences significatives de diversité entre les milieux pâturés et ceux protégés (mise en repos) ?
- L'effet de l'activité pastorale sur la composition de la communauté végétale étudiée. Est-ce que la composition diffère entre les milieux protégés et pâturés et quel est le degré de similarité ?

- Les groupes fonctionnels qui sont sensibles au pâturage. Quels sont les groupes fonctionnels les plus sensibles au pâturage ?
- Le rôle de l'échelle spatiale dans la structuration (patron) de la relation pâturage/ diversité. Est-ce que l'échelle spatiale a un effet sur la relation entre le pâturage et la diversité ?
- Quantifier et analyser le changement d'occupation du sol. Est-ce qu'il y a un changement d'occupation du sol ? Et comment qualifiée la situation actuelle, est-ce qu'elle est stable, instable ou bien neutre (pas de changement) ?

La méthode de travail nous a permis d'effectuer une comparaison entre des stations de mise en défens et des stations de parcours libre, l'étude a porté sur la mesure de la biodiversité de la communauté végétale ainsi que sa structure (paramètres de recouvrement).

- 1- Collection des données concernant la région d'étude
- 2- Synthèse sur les données climatiques
- 3- Caractériser le climat de la région d'étude (indice d'aridité, climagramme d'Emberger, le Q2).
- 4- Prospection de la zone d'étude et définition des stations d'échantillonnage, ainsi que la méthode d'échantillonnage propice pour le sujet.

La collecte des données de terrain nécessaires à la mise au point d'une série d'indicateurs écologiques a été effectuée durant la période de bonne croissance de la végétation, durant laquelle les espèces annuelles se manifestent (Mars, Avril, Mai). La méthode utilisée c'est la méthode des points quadrats (line intercept method) (Goodall, 1952), dans laquelle sur un transect on effectue des lectures à chaque 20 cm des espèces présentes ou des aspects de surface rencontrés (paramètres de couverture du sol).

Nous avons évalué l'abondance de chaque espèce et de chaque paramètre de recouvrement du sol (états de surface), les abondances des différentes espèces végétales rencontrées sont mesurées ce qui nous a permis de calculer les indices de diversité alpha (indice de Shannon-Weaver et d'équitabilité). En outre, les abondances obtenues nous ont permis d'estimer les recouvrements moyens des différents états de surface élémentaires (recouvrement de la végétation, litière, sol nu, croûte biologique du sol, ...).

Les images satellitaires de trois années différentes (1984, 2000 et 2014), nous ont permis d'effectuer une étude diachronique pour évaluer le changement d'occupation du sol dans la région d'étude durant la période allant de 1984 jusqu'à 2014.

Chapitre 2

Synthèse bibliographique

2.1 La désertification

La désertification est un phénomène complexe englobant les aspects physiques et biologiques, y compris l'aspect l'humain et social (Mabbutt, 1986). C'est à Aubreville, (1949), que revient la nomination de la dégradation des terres puis désertification. Selon Jauffret, (2001) cette nomination vient suite à l'observation de la dynamique régressive des terres qui s'étend depuis les zones très arides du Sahara vers les régions semi-arides et subhumides de l'Afrique. Et d'après Abbasova, (2010) ce terme est employé pour décrire le processus progressif d'occupation des forêts tropicales et subtropicale par la Savane, caractérisée par des changements drastiques des propriétés physiques et chimiques des sols, l'érosion sévère des sols et la propagation des plantes xériques adaptées aux conditions sèches.

Ils existent plusieurs définitions de la désertification dans la littérature, selon l'UN Conference on Desertification, (1978) « *la désertification est la diminution ou la destruction du potentiel biologique de la terre, et peut conduire finalement à des conditions désertiques. C'est un aspect de la dégradation généralisée des écosystèmes. En général, l'augmentation de la recherche des ressources a intensifié l'exploitation et a effectué une perturbation par l'homme dans des terres moins productives et plus fragiles* », Le Houérou, (1996) a défini la désertification comme « *l'extension irréversible du désert vers des régions où il n'a pas été présent auparavant* ».

La Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (UNCED, 1992) a pris la décision d'élaborer une Convention de Lutte contre la Désertification (CLD). Adoptée à Paris le 17 juin 1994 et ratifiée en 1996 par plus de 50 pays, elle est entrée en vigueur depuis décembre 1996.

Dans son premier article, l'UNCED, (1992) a défini la désertification comme « *la dégradation des terres dans les zones arides, semi-arides et subhumides sèches par suite de divers facteurs, parmi lesquels les variations climatiques et les activités humaines* ».

▪ La dégradation des terres

Selon la Convention de lutte Contre la Désertification (CCD), la dégradation des terres est définie comme suit : « la réduction ou la perte, dans les zones arides, semi-arides et subhumides, de la productivité et de la complexité des terres cultivées non irriguées, des terres cultivées irriguées, des parcours, des pâturages, des forêts et boisées du fait de l'utilisation des terres ou d'un processus ou de plusieurs phénomènes, notamment de phénomènes dus à l'activité humaine et ses modes de peuplement, tels que:

(i) L'érosion des sols causée par le vent et / ou de l'eau;

(ii) la détérioration des propriétés physiques, chimiques et biologiques ou économiques du sol;

(iii) la perte à long terme de la végétation naturelle »

▪ La dégradation des sols

La dégradation des sols est défini par la FAO/UNEP/UNESCO, (1949) comme suit: «un processus qui diminue la capacité actuelle et / ou la capacité potentielle des sols pour produire (quantitativement et / ou qualitativement) des biens ou des services. La dégradation des sols n'est pas nécessairement continue, elle peut être sur une période relativement courte entre deux états de l'équilibre écologique.

2.2 Causes de la désertification

Les facteurs de dégradation des terres en région arides sont multiples, mais ils ont deux origine, une origine humaine et une origine naturelle, c'elle ci liée aux variations climatiques, les causes de la désertification sont étroitement liées. D'après Middleton et Thomas, (1997), les causes de la désertifications liées à l'action de l'homme sont, le surpâturage, la déforestation, l'agriculture, la surexploitation et la bio-industrie (Fig 01).

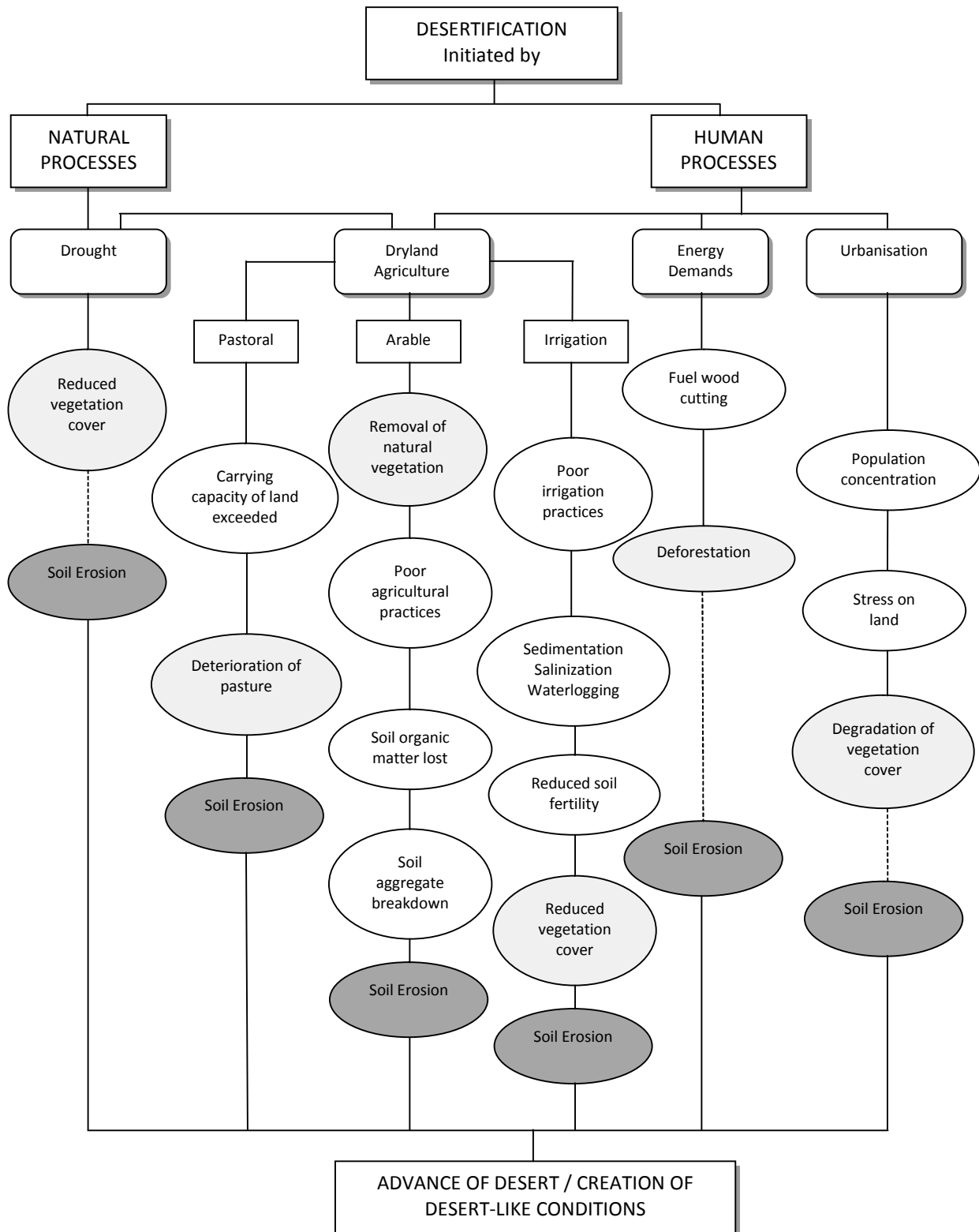


Figure 01: Les causes et le développement de la désertification. Les ellipses gris clair sont celles qui impliquent la réduction du couvert végétal, tandis que les gris foncés impliquent l'érosion des sols. Notez que tous les processus impliquent des changements du couvert végétal et l'érosion des sols (Symeonakis et al., 2004)

2.2.1 Les causes humaines

Dans toute considération de l'impact humain sur l'environnement, il est probablement approprié de commencer par la végétation, l'homme a peut-être une grande influence sur la végétation que sur toutes les autres composantes de l'environnement (Goudie, 2006). Les causes importantes de la désertification sont : le surpâturage, la déforestation, les activités d'agriculture, et la surexploitation des terres (Fig 2).

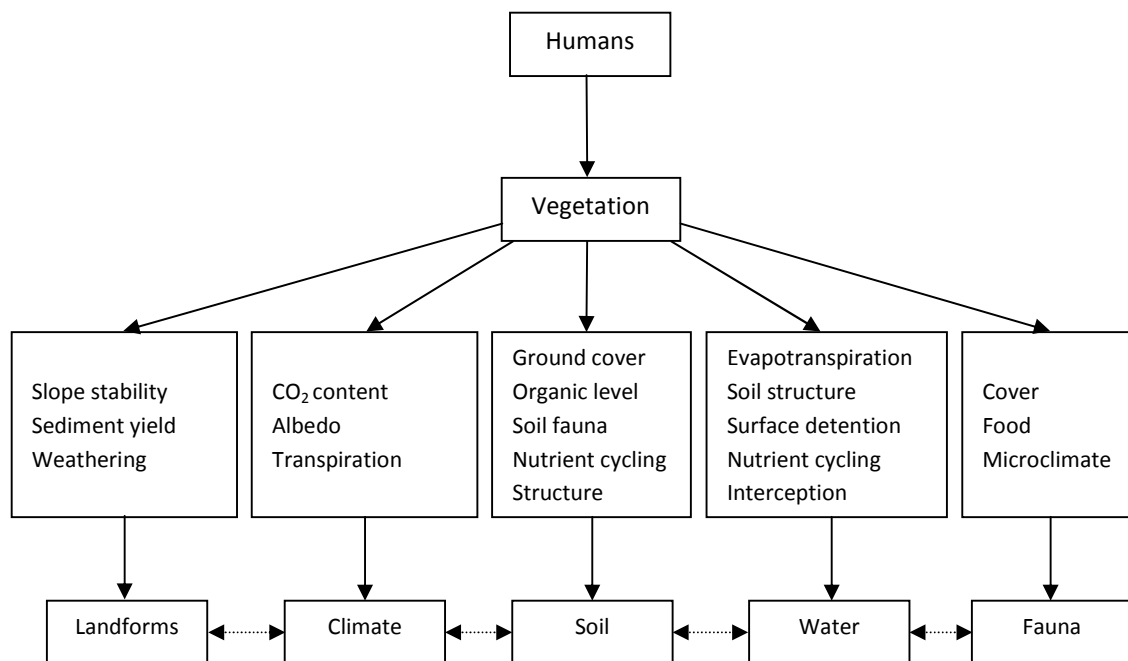


Figure 02 : Quelques ramifications du changement de la végétation induites par l'homme (Goudie, 2006).

2.2.1.1 Le surpâturage

Le surpâturage est considéré comme le plus important facteur de dégradation dans les régions arides de l'Australie, l'Afrique, l'Europe et l'Asie, la dégradation des terres en Afrique est beaucoup plus associée au surpâturage, l'exemple est le Nord de l'Afrique où le surpâturage a un effet négatif sur l'écosystème (Gamoun, 2013; Aidoud et Touffet, 1996). Le pâturage a un rôle sur le changement de la composition des communautés végétales, en réduisant l'abondance des plantes palatable et en favorisant les plantes éphémères (Milton et Hoffman, 1994), la réduction de la couverture végétale et son remplacement par des plantes annuelles rend le sol plus susceptible aux phénomènes d'érosion éolienne et hydrique.

2.2.1.2 La déforestation

Selon Williams, (2000), l'un des processus clés de la transformation humaine de la terre doit être la déforestation. Selon Quézel, (2000) la dégradation des paysages forestiers dans le Maghreb est ancienne, suite aux différentes incursions. La déforestation est définie comme une conversion anthropique à long terme ou permanente de terres forestières en terres non forestières, elle est due à l'action de l'homme pour l'agriculture, l'utilisation domestique du bois, le bois de construction. Les forêts exercent un rôle important dans la protection du sol de l'effet des pluies, formant un milieu où le taux d'érosion est moins sévère (Goudie, 2006). La destruction de la couverture forestière implique la réduction de la biodiversité, la disparition de différents habitats pour la faune, et la dégradation des terres.

2.2.1.3 L'agriculture

Dans ce cas-là, la dégradation est due à la mauvaise gestion des terres. D'après Middleton et Thomas, (1997), ce type de dégradation est plus concentré dans les régions semi-arides et subhumides sèches, car ces zones sont les plus propices pour l'agriculture sèche. Les mauvaises techniques d'irrigation conduisent aux problèmes de salinisation et d'engorgement des sols (waterlogging). L'utilisation des fertilisants a changé la chimie des sols, d'après (Goudie, 2006), c'est dans le 20^{ème} siècle que les fertilisants synthétiques ont été développés, particulièrement les nitrates, la consommation globale des fertilisants en 2000 était 141 millions de tonnes dans laquelle 61 % de nitrogène, 23 % de phosphate, et 16 % de potasse. En plus, l'utilisation des fertilisants peut créer des problèmes environnementaux (pollution des eaux, sols). L'augmentation des besoins conduit à l'exploitation de nouvelles terres (terres marginales) où les conditions de culture sont de plus en plus difficiles, et la mauvaise gestion des terres aura des conséquences négatives.

2.2.1.4 La surexploitation

Dans les régions arides la végétation est souvent éparse, comparée aux zones plus humides, l'augmentation de la population et leurs besoins affecte l'environnement, les actions fréquentes de défrichement (délits de coupe), et l'arrachage des plantes ligneuses pour l'utilisation domestique conduit à l'appauvrissement du couvert végétal, combinés à l'action de l'animal (le pâturage), les sols deviennent plus susceptibles pour l'érosion.

2.2.2 Les causes climatiques (variabilité climatique)

Les variables climatiques tels que le rayonnement, la température et les précipitations déterminent les taux des processus de la productivité primaire nette des écosystèmes au développement des sols. Ces variables climatiques prédisent un large éventail de phénomènes biogéographiques, y compris les réservoirs de carbone du sol, la physiologie de la végétation, l'aire de répartition des espèces et la diversité végétale et animale (Swetnam et Betancourt, 1997).

La variabilité climatique décrit les changements à court terme dans le climat, ces changements ont lieu au cours des mois, des saisons et des années. Selon Le Houérou, (1996) la variabilité climatique est due aux fluctuations climatiques de façon annuelle au-dessus ou en dessous d'une valeur moyenne à long terme.

La variabilité atmosphérique et océanique, tel le phénomène El Niño / Oscillation australe (ENSO) et l'Oscillation Nord Atlantique (NAO), structurent de grandes variations météorologiques et climatiques sur une grande partie du globe sur des échelles interannuelles et à long terme (Hurrell et Deser, 2009). El Niño et La Niña, sont les deux phases d'ENSO, qui est le plus important moteur de la variabilité interannuelle du climat dans la région du Pacifique. Les différentes phases d'ENSO peuvent causer des sécheresses et des inondations. Les deux événements El Niño et La Niña sont différents, et donc ils ont des impacts différents. Ces deux événements conduisent les changements de circulation, les vents, les précipitations et la température de la surface des océans.

La variabilité des précipitations est un facteur important dans les régions arides, les variations interannuelles des précipitations sont imprédictibles, ce qui rend la planification des activités agricoles très difficile (Middleton et Thomas, 1997). Puisque la croissance de la végétation répond principalement aux variations interannuelles de la disponibilité de l'eau et moins aux températures et à la disponibilité des nutriments en raison de la grande variabilité des précipitations. Donc, une diminution des précipitations conduit à une faible disponibilité en eau et à couvert végétal réduit (Zeng, 1999).

2.3 Les processus de la dégradation des terres

2.3.1 La dégradation du couvert végétal

La dégradation du couvert végétal peut avoir comme origine, le climat et l'action anthropique, l'action destructive de l'homme a un effet sur les processus de la désertification, comme par exemple, le surpâturage, le déboisement, les feux. Les causes naturelles qui conduisent à la désertification sont (1) les conditions climatiques, surtout l'aridité qui induit un stress hydrique et en même temps le manque d'eau limite le développement de la végétation, (2) les propriétés du sol qui sont en relation direct avec la végétation, comme le contenu en matière organique, l'humidité du sol, la capacité de rétention en eau.

2.3.2 Les processus de dégradation des sols

La dégradation des sols est la conséquence des activités humaines et leur interaction avec les milieux naturels. Les processus de dégradation des sols sont les mécanismes responsables de la baisse de la qualité du sol. Il existe trois principaux types de dégradation, dégradation physique, chimique et biologique (Lal et Stewart, 1990).

2.3.2.1 La dégradation physique

Selon Lal et Stewart, (1990) la dégradation physique se réfère à la détérioration des propriétés physiques du sol, par le compactage du sol due à l'élimination ou la réduction des pores dans le sol. Ce compactage peut être dû à la mécanisation, ou bien aux piétinements causés par les animaux. Selon Goudie, (2006) le piétinement excessif dans les conditions arides, réduit la taille des agrégats du sol, et la litière au point qu'elles peuvent être prises par l'érosion éolienne et hydrique, l'infiltration du sol sera réduite.

2.3.2.2 La dégradation chimique

La dégradation chimique inclue des changements dans les propriétés chimiques du sol qui régulent l'activité des éléments nutritifs et la capacité du sol; ou qui maintiennent un équilibre favorable entre les éléments nutritifs principaux, et l'accumulation de substances éventuellement à des concentrations toxiques. L'épuisement des éléments nutritifs principaux, l'accumulation de sels et de métaux lourds à des concentrations toxiques pour la croissance des plantes (Lal *et al.*, 1989). On peut résumer les principaux processus menant à la dégradation des sols chimique par : la lixiviation, l'acidification et la salinisation.

2.3.2.3 La dégradation biologique

Les processus de la dégradation biologique des sols, revient à la diminution des microorganismes habitant le sol, ce qui a une conséquence sur le taux de la décomposition de la matière organique. Le bon fonctionnement de la population microbienne du sol est très important car la communauté microbienne assure la disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes et jouent un rôle important dans les cycles biogéochimiques.

2.3.3 Les processus de l'érosion des sols

Les processus de l'érosion des sols sont classés en deux catégories, l'érosion éolienne due à l'action du vent et l'érosion hydrique due à l'action de l'eau, l'érosion des sols englobe un complexe de processus et facteurs. Selon Morgan, (2005), le sol soit érodé ou conservé dépend d'une certaine balance entre l'érosivité et l'érodabilité. L'érosivité fait référence aux forces qui peuvent libérer les particules de la masse du sol, et elle contrôlée par la force des vents et l'intensité des pluies. L'érodabilité est la susceptibilité du sol à la perte de ses matériaux, influencée par les caractéristiques physiques du sol, le mode de l'utilisation des terres et les techniques d'aménagement (Middleton et Thomas, 1997).

2.3.3.1 L'érosion hydrique

L'érosion hydrique est générée suite à l'action de l'eau qui déplace les particules du sol. Dans les régions arides le couvert végétal est moins dense, le sol nu ou partiellement exposé, devient vulnérable à l'action érosive de l'eau qui peut enlever ou réduire l'épaisseur de la terre végétale et par conséquent la réduction de la capacité productive du sol. D'après Oldeman, (1992), il y a deux formes d'érosion hydrique, la première concerne la perte de la terre végétale (Loss of topsoil), et la deuxième concerne les formes de l'érosion, telle que la formation des ravins.

2.3.3.2 L'érosion éolienne

L'érosion éolienne intervient lorsque le vent atteint la vitesse seuil, relative à la taille des particules du sol (Gillette *et al.*, 1980), les aspects du terrain (ex. la présence de pierres, le taux de couverture, la pente) jouent un rôle dans l'érosion éolienne. La disparition des particules fines des limons et argiles attachés aux éléments nutritifs consiste une perte et une réduction de la fertilité des sols.

2.4 Relation entre les trois conventions (CNULD), (CDB), et (CCNUCC)

Etant donné que la dynamique des sols, du climat et de la biodiversité est très intimement liée, la Convention des Nations Unies pour combattre la désertification (CNULD) travaille étroitement avec les deux autres « Convention de Rio », la Convention sur la diversité biologique (CDB) et la Convention cadre des Nations Unies sur le changement climatique (CCNUCC) (chacune des trois conventions provient du Sommet de la terre à Rio de Janeiro en 1992) (UNCCD, 2011) (Fig 03).

La diversité biologique est impliquée dans tous les services fournis par les écosystèmes, par contre elle est affectée par la désertification, les différents organismes vivants participent aux cycles biogéochimiques, les végétaux sont la source de survie des animaux, toutes les plantes assurent la productivité primaire qui est la source de la nourriture, fibre, et bois de chauffage, séquestrant le carbone et contribuant à la régulation du climat .

La désertification affecte le changement climatique à travers la perte en sols et végétation. Le réservoir mondial de carbone des sols est estimé à 2500 gigatonnes incluant 1550 gigatonnes de carbone organique du sol et 950 gigatonnes de carbone inorganique, le réservoir de carbone des sols est 3.3 fois plus grands que le réservoir du carbone atmosphérique, le carbone organique du sol contenue dans 1 m de profondeur s'élève à 30 tonnes/ ha dans les climats arides (Lal, 2004). Plus d'un quart du carbone organique est contenue dans les régions arides, les processus de la désertification peuvent libérer des quantités informes de carbone vers l'atmosphère.

L'effet du changement climatique sur la désertification est complexe, d'une part, les températures élevées peuvent avoir un impact négatif en augmentant l'évapotranspiration et l'évaporation, ainsi que la diminution des précipitations dans les zones arides. D'autre part, une augmentation de dioxyde de carbone dans l'atmosphère peut stimuler la croissance des plantes pour certaines espèces, par conséquent le changement de la composition spécifique et l'abondance.

Les changements climatiques, quelle que soient leurs causes, peuvent avoir un impact sur les processus de désertification. En particulier si l'équilibre entre le gain de l'humidité et la perte d'humidité par évapotranspiration est altéré. Ces changements vont modifier l'étendue et la répartition des communautés végétales et vont avoir un effet sur le potentiel de certaines activités humaines, en particulier l'agriculture. La survenue d'une sécheresse prolongée, ou

une augmentation de l'aridité dans une région, vont inévitablement augmenter les pressions de cultiver et de produire plus de nourriture dans d'autres régions (Middleton et Thomas, 1997).

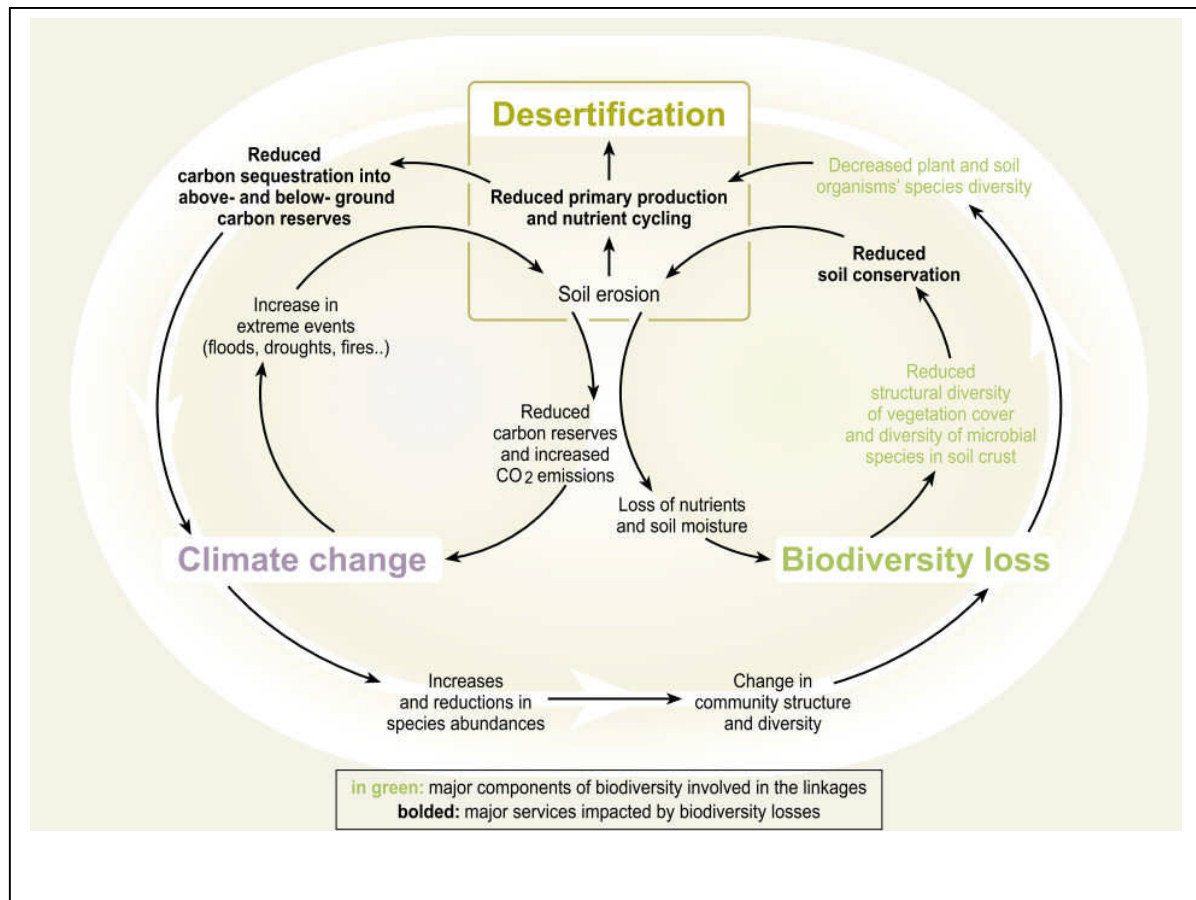


Figure 03: Les relations et les boucles de rétroaction entre la désertification, le changement climatique et la perte de la biodiversité (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

2.5 Les indicateurs de la désertification

Un indicateur est un outil d'information qui donne une image simplifiée d'une réalité complexe. En théorie, les indicateurs peuvent offrir un raccourci efficace pour obtenir de l'information sur l'état de santé et les tendances. Le recours à des méthodes fondées sur des indicateurs peut comporter un risque de simplification excessive mais leur efficacité en temps et en ressources présente un potentiel précieux.

2.5.1 Critères pour les indicateurs

Il y a un certain nombre de critères auxquels un indicateur idéal devrait répondre. Pour les indicateurs qui sont des espèces ou autres taxons, des critères additionnels ont été proposés. Il est peu probable que des indicateurs correspondant à tous les critères indiqués soient trouvés, toutefois certains critères sont absolument essentiels, comme la validité scientifique et la sensibilité au changement. Certains critères sont opposés l'un à l'autre, par exemple les indicateurs très sensibles aux changements souvent varient à l'intérieur d'une plage limitée et ne peuvent évidemment pas remplir le critère d'application étendue. Il est à signaler que l'importance d'un critère change avec le type d'indicateur, soit de conformité, de diagnostique ou d'alerte. On doit donc en tenir compte au moment d'évaluer la conformité des indicateurs aux critères.

D'après Noss, (1990), un indicateurs doit être (1) suffisamment sensible pour fournir une alerte précoce du changement, (2) répartis sur une vaste zone géographique, ou autrement largement applicable, (3) capable de fournir une évaluation continue sur une large gamme de stress, (4) relativement indépendant de la taille des échantillons, (5) facile et rentable pour mesurer, recueillir, essai, et / ou calculer, (6) capable de faire la différence entre les cycles ou les tendances naturelles et celles induites par le stress anthropique, et (7) pertinent à des phénomènes écologique importants.

2.5.2 Approche méthodologique pour les indicateurs de la désertification

D'après Rubio et Bochet, (1998) (Fig 04), il y a plusieurs étapes pour la sélection, l'évaluation et l'application des indicateurs de la désertification :

- Identifier les paramètres potentiels par le biais des revues de la littérature, les données et les connaissances disponibles,
- La sélection des indicateurs potentiels pour l'évaluation de la désertification,

- L'évaluation de la performance attendue d'indicateurs potentiels, les indicateurs potentiels doivent être testés par l'analyse de données existantes,
- L'évaluation continue les indicateurs de la désertification devraient être périodiquement évalués avec la possibilité d'intégrer de nouveaux indicateurs,
- L'analyse et l'interprétation des données, la gamme d'indicateurs doivent être déterminées. Les seuils doivent être spécifiés en référence à des zones reflétant des conditions optimales,
- Présentation des résultats aux décideurs et au public, sous forme de rapports et communications (eg. cartes)

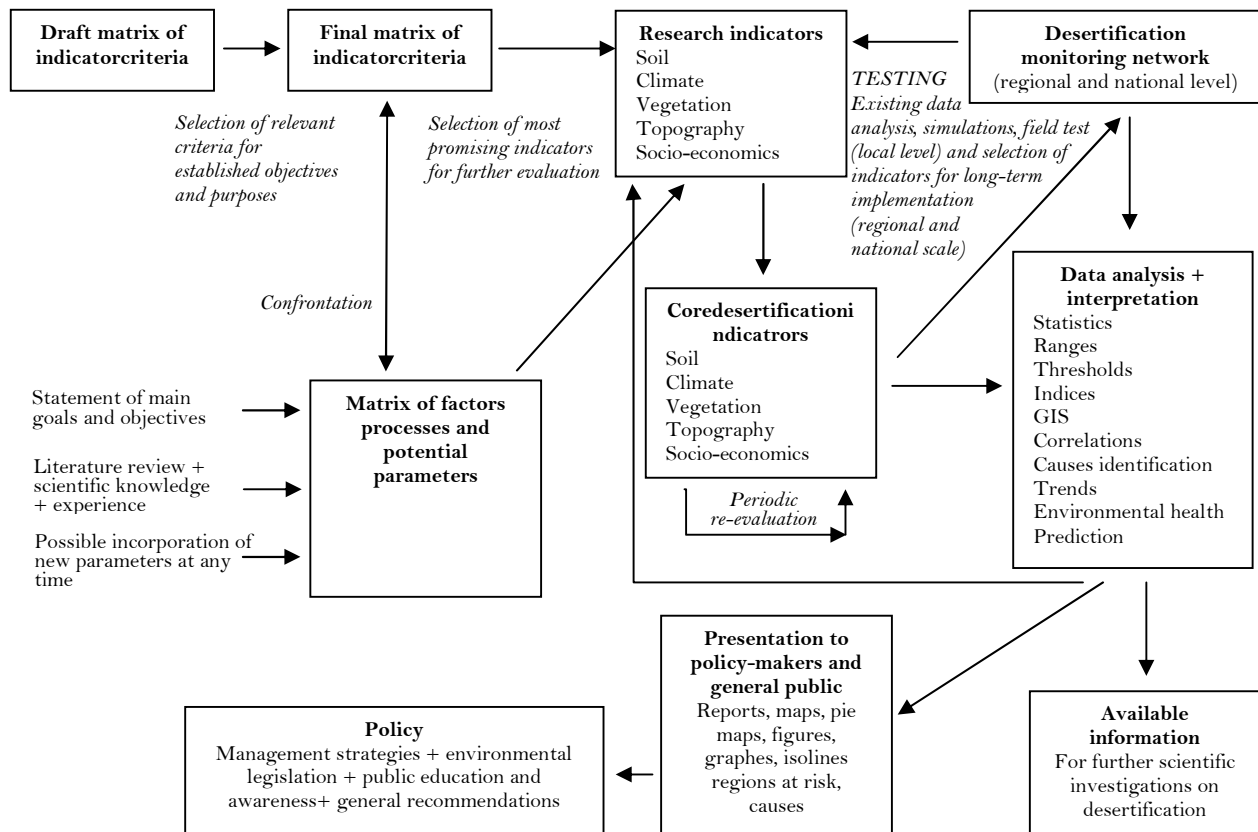


Figure 04: Sélection, évaluation et application des indicateurs de la désertification (Rubio et Bochet, 1998).

2.5.3 Les indicateurs de la désertification/ indicateurs écologiques

Plusieurs auteurs ont tenté de déterminer des indicateurs appropriés, simples et accessibles à tous, pour le suivi de l'état de la désertification (Aidoud *et al.*, 2006; Gintzburger, 1986; Mabbutt, 1986; Mouat *et al.*, 1997; Rapp, 1974; Saidi and Gintzburger, 2013; Symeonakis *et al.*, 2004; Wessels *et al.*, 2008). Un indicateur peut être défini comme une mesure de magnitude, fréquence, taux et tendance de processus environnemental qui peut être observé à la surface de la Terre, et qui est sujet à des variations significatives pour déterminer et comprendre les changements environnementaux à l'échelle humaine.

Un indicateur doit permettre d'identifier le plus rapidement possible les tendances en cours (Elliott, 1996) et doit être facilement compréhensible par les autorités politiques compétentes ainsi que par les bailleurs de fonds pour que des actions puissent être prises rapidement pour ralentir ou stopper les processus en cours. Selon (OECD, 2001) un indicateur devrait être spécifique, mesurable, réalisable, pertinent et limité dans le temps. L'Agence européenne pour l'environnement (AEE) suggère que les indicateurs devraient démontrer la pertinence de la politique et de l'utilité pour les utilisateurs, et la solidité d'analyse ainsi que la mesurabilité. L'identification d'indicateurs de changements biophysiques, socio-économiques et à l'interface constituent donc un des points forts de la mise en œuvre de la Convention de lutte contre la désertification (ROSELT/OSS, 2004).

Les indicateurs de la désertification représentent un cas particulier des indicateurs environnementaux appliqués au cas de la désertification (ROSELT/OSS, 2004). Ces indicateurs représentent les causes et les effets de la désertification. Pour mettre en exergue l'état de l'environnement et ces tendances, exprimés par la dégradation des terres et de la diversité. Il convient d'utiliser les indicateurs écologiques du milieu. En générale l'écosystème comprend deux composantes principales, l'une abiotique (facteurs physiques et chimiques), et l'autre biotique incluant le monde vivant. Donc il convient de distinguer entre les indicateurs biotiques et abiotiques. Les indicateurs abiotiques nous informent sur les caractéristiques du milieu, comme par exemple (le climat, la pente). Par contre les indicateurs biotiques nous donnent des informations sur les êtres vivants, comme par exemple (la richesse, la dominance, le recouvrement de la végétation).

Devant les changements des écosystèmes, la perte de la biodiversité, et la dégradation de l'environnement, la société fait appel aux scientifiques pour trouver des solutions aux

différents problèmes, les problèmes liés à la dégradation de l'environnement sollicitent l'intervention des écologistes et des aménagistes, qui à leur tour développent des méthodes pour le suivi, l'évaluation et la gestion de l'environnement par l'utilisation d'indicateurs écologiques (IE) (Dale et Beyeler, 2001). Il est difficile pour les non-scientifiques de comprendre le fonctionnement des écosystèmes car ils sont complexes, les (IE) sont des outils qui permettent la description des écosystèmes d'une façon plus simple, ils sont utilisés pour rendre compte de l'état des écosystèmes et l'effet des activités humaines, pour l'ensemble du public et les décideurs. Ces (IE) tiennent compte des activités humaines et leurs impacts sur l'environnement ainsi que les réponses de la société à ces impacts (Smeets et Weterings, 1999).

Les processus de la désertification sont complexes, et jusqu'à présent il est difficile de développer un modèle et des méthodes de surveillance globale, mais les efforts ont impliqué l'utilisation d'indicateurs dans la tentative pour évaluer et surveiller la désertification. Les indicateurs décrivent habituellement un ou plusieurs aspects de la désertification et fournissent des données sur les niveaux de seuil, l'état et l'évolution des processus pertinents physiques, chimiques, biologiques et anthropiques (Drake et Symeonakis, 2004).

Les indicateurs écologiques (IE) sont: des caractéristiques mesurables de la structure (par exemple, génétique, la population, l'habitat et la structure du paysage), la composition (par exemple, les gènes, les espèces, les populations, les communautés et les types de paysage) ou la fonction (par exemple, génétiques, démographiques / vie histoire, écosystèmes et processus de perturbation) des systèmes écologiques (Noss, 1990).

Noss, (1990), défini quatre niveaux dans lesquels on peut inventorier, suivre et évaluer les indicateurs, le premier concerne le paysage régionale qui comprend la complexité spéciale d'une région avec une mosaïque hétérogène de relief, types de végétation et utilisation des terres. Le deuxième concerne l'écosystème à l'échelle de la communauté qui comprend les populations de quelques/ toutes les espèces se basant sur l'écologie des communautés comme par exemple la richesse et la diversité. Le troisième concerne les espèces de la population qui peut comprendre les populations d'une espèce à travers son aire de répartition, une métapopulation, une espèce et une population disjointe. Le quatrième concerne la génétique.

2.6 L'effet du pâturage sur la diversité de la communauté végétale

La relation entre la diversité végétale et le pâturage est largement reconnue (Hanke *et al.*, 2014; Komac *et al.*, 2014; Milchunas et Noy-Meir, 2002; Török *et al.*, 2014). Surtout dans les écosystèmes arides et semi-arides occupent plus de 40 % de la surface du globe (Reynolds *et al.*, 2007). Le pâturage est une activité importante de mise en forme des communautés végétales dans ces écosystèmes (Alhamad *et al.*, 2008; Hanke *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2015; Saiz et Alados, 2012). En outre, l'effet du pâturage sur la diversité des plantes dépend de nombreux aspects, tels que les échelles (temporelles, spatiales) (Hanke *et al.*, 2014), le gradient climatique (De Bello *et al.*, 2007), gradient d'altitude (Speed *et al.*, 2013), les conditions du sol, et l'intensité du pâturage (Olf et Ritchie, 1998).

La relation entre le pâturage et la diversité des plantes est complexe (Alados *et al.*, 2004). Cette complexité entraîne des réponses différentes de la végétation. Dans les écosystèmes les plus productifs, le pâturage augmente la richesse des espèces, en contraste avec les environnements de ressources plus limitées (environnements arides) le pâturage réduit la richesse des espèces (Milchunas *et al.*, 1988). Dans les prairies d'Australie, l'augmentation de l'intensité de pâturage réduit la richesse à toutes les échelles spatiales (Dorrough *et al.*, 2007), cette réduction de la richesse des espèces est également observée dans les prairies de Mongolie à grandes échelles (Li *et al.*, 2015). Alors qu' à plus grande échelle, Golodets *et al.*, (2011) ont observé que le pâturage accentue l'hétérogénéité naturelle dans les parcours méditerranéens semi-arides.

Les effets du pâturage sur la diversité alpha (à savoir, la diversité générée au sein d'un site local) ont été largement étudiées (ex. Noy-Meir *et al.*, 1989; Alhamad *et al.*, 2008; Amghar *et al.*, 2012). Cependant, Chao *et al.*, (2014) a recommandé l'utilisation des numéros de Hill (Hill, 1973) basés sur la mesure de la valeur q (q -metrics) pour l'évaluation de la diversité alpha et bêta (Chao *et al.*, 2014; Veech et Crist, 2010). En outre, la répartition multiplicative avec l'introduction de (q -metrics) est appropriée, car elle donne plus de poids aux espèces abondantes (Jost, 2007).

De nombreuses études ont utilisé la répartition multiplicative de la diversité pour objectifs de conservation. Par exemple, dans les écosystèmes forestiers altérés par l'homme (Kouba *et al.*, 2014), Dans les écosystèmes pâturés (Golodets *et al.*, 2011; Hanke *et al.*, 2014). En outre, l'approche multi-échelle est propice pour identifier à quelle échelle les pratiques de gestion devraient être appliquées (Gabriel *et al.*, 2006). Dans leur étude, (Adler *et al.*, 2001) ont

montré que le pâturage est un facteur de changement dans la répartition des éléments nutritifs du sol et de l'eau sous différentes échelles spatiales, conduisant à un changement dans la répartition de la végétation. Par conséquent, les effets des herbivores sur la diversité végétale, en particulier la diversité bêta, doivent être considérés à différentes échelles spatiales (Olf et Ritchie, 1998). Dans ce chapitre, nous avons utilisé cette approche pour évaluer la variation de la diversité végétale entre et dans les zones pâturées et non pâturées dans la steppe aride méditerranéenne de l'Algérie.

La steppe algérienne (dominée par *Stipa tenacissima*) est considérée comme l'écosystème le plus commun en Afrique du Nord (Hirche *et al.*, 2011), couvrant plus de 20 millions d'hectares (Slimani *et al.*, 2010). La combinaison de nombreux processus régressifs, tels que: les coupes de bois, les feux et le surpâturage, ont contribué aux conditions actuelles des steppes (Le Houérou, 2001). Selon la biogéographie, ces parcours steppiques appartiennent au bassin méditerranéen, l'un des 25 hotspots de biodiversité de la planète (Myers *et al.*, 2000). Les écosystèmes méditerranéens sont considérés parmi les plus vulnérables aux changements globaux (Schröter *et al.*, 2005). Ces écosystèmes ont évolué sous la longue histoire de pâturage, et au fil du temps, les différentes méthodes de culture dans ces terres ont façonné les paysages et les ressources qui s'y trouvent (Le Floch, 2001)

Cet écosystème est situé dans les hauts plateaux, entre l'Atlas Tellien dans le nord et l'Atlas saharien dans le Sud, en recevant les effets du Sahara, marqués par des vents chauds et secs. Ces conditions favorisent l'existence de communautés végétales particulières et adaptées. La majorité de la steppe est en pâturage libre continu (tout au long de l'année), et le reste est protégé. Les aires protégées sont soumises au pâturage avec un système de rotation après 3 ou 4 ans de mise en défens. Malgré l'importance de l'écosystème de la steppe algérienne, peu d'études sur la diversité végétale ont été publiées (ex. Amghar *et al.*, 2012), et il n'y a pas des études publiées portant sur la structuration de la diversité végétale à des multi-échelles spatiales dans cet écosystème. En général, il y a un peu d'informations disponibles sur les effets du pâturage sur la diversité alpha et bêta à plusieurs échelles dans les écosystèmes méditerranéens (ex. De Bello *et al.*, 2007; Golodets *et al.*, 2011).

2.7 L'effet du pâturage sur la structure de la communauté végétale

La dégradation des terres est l'un des problèmes les plus importants qui affectent un large éventail d'écosystèmes dans le monde entier. L'exploitation intensive des pâturages, avec un taux de charge élevés, est un facteur de la dégradation des terres (Le Floc'h, 2001), et la perte de la biodiversité (Jacobó *et al.*, 2006). En plus des facteurs anthropiques jouant un rôle de premier dans l'organisation des structures de végétation (Quézel, 2000). en Afrique du Nord, l'utilisation des terres est dominée par le pâturage (Slimani et Aidoud, 2004). Selon Aidoud et Touffet, (1996), le surpâturage est le principal facteur de la dégradation des communautés végétales en Afrique du Nord. Dans une telle situation, la compréhension de l'effet du pâturage sur la diversité et la structure de la végétation est un sujet important à des fins de conservation et d'aménagement intégré des parcours.

L'évaluation de l'effet du pâturage sur la diversité végétale et la structure a été largement étudié dans les écosystèmes pastoraux (Alados *et al.*, 2004; Attia *et al.*, 2013; Pueyo *et al.*, 2006; Saiz et Alados, 2014). Dans les environnements qui sont plus humide (productifs) l'activité pastorale devrait augmenter la diversité des espèces (De Bello *et al.*, 2007). Cependant, dans les milieux arides, le pâturage peut avoir un effet négatif sur la diversité (Milchunas *et al.*, 1988). Dans les parcours méditerranéens semi-arides, le pâturage réduit la diversité des plantes (Alhamad *et al.*, 2008). Les parcours arides de l'Afrique du Nord, présentent la même tendance où le pâturage diminue la diversité (Amghar *et al.*, 2012; Gamoun, 2013; Hirche *et al.*, 2011).

L'étude de la modification de la structure et de la diversité des communautés végétales sur un gradient de pâturage peut aider à la compréhension de la réponse de l'écosystème aux pratiques de gestion (Noor Alhamad, 2006). En outre, la végétation est un indicateur important pour l'évaluation de la fonction de l'écosystème global (Zuo *et al.*, 2008) et de la conservation (Rubio et Bochet, 1998b).

Dans le but de conservation et de gestion, les autorités algériennes ont entrepris un programme pour le développement des parcours steppiques. Cela par la création de la Haute Commission pour le développement de Steppe (HCDS) appartenant au Ministère de l'agriculture et du développement rural en 1981. La mise en défens est une technique de gestion largement utilisé par le HCDS depuis 1994 (Amghar *et al.*, 2012). Les objectifs principaux du HCDS étaient; la régulation de l'activité pastorale, la protection et la gestion des parcours. Des études antérieures ont été menées pour évaluer l'importance de la mise en

défens comme un outil de gestion pour la valorisation biologique et la restauration écologique de la steppe (ex. Amghar *et al.* 2012; Salemkour *et al.* 2016). Dans ces études, il est rapporté que la technique de la mise en défens a augmenté la diversité et la couverture végétale. Dans ces études les auteurs ont uniquement concentré sur la couverture végétale globale et la diversité de toutes les plantes enregistrées. Cependant, il est largement recommandé d'étudier également la diversité des groupes fonctionnels (Firincioğlu *et al.*, 2007; Hanke *et al.*, 2014; Hoshino *et al.*, 2009; Pueyo *et al.*, 2006). La détection du changement de la dégradation des terres est mieux prononcée au niveau des groupes fonctionnels qu'au niveau de l'espèce (Hanke *et al.*, 2014).

2.8 Utilisation de la télédétection pour le suivi du changement d'occupation du sol

Les études du changement sont souvent concentrées sur la végétation comme élément de comparaison. La végétation naturelle de la terre est en changement continue, les changements dus à l'action de l'homme représentent un grand défis pour les chercheurs, les décideurs et les aménagistes (Manning *et al.*, 2009). L'état du changement d'occupation du sol est réalisé à l'aide de la télédétection.

La télédétection est la science qui nous permet d'acquérir des informations sur une/ des propriétés d'un objet, d'une surface, ou un phénomène (cible) sans contact avec celles-ci, par exemple, l'utilisation à distance (d'avions, engins spatiaux, ou d'un navire). Cette science est définie parfois comme une technique ou art. La télédétection permet, à l'aide d'un capteur, "d'observer" et d'enregistrer le rayonnement électromagnétique, émis ou réfléchi, par une cible quelconque. La technique utilise des dispositifs tels que la caméra, les lasers, et récepteurs radio de fréquence, les systèmes radar, sonar, sismographes, gravimètres, magnétomètres et compteurs à scintillation. Le traitement et l'analyse des informations transportées par le rayonnement enregistré permettent d'accéder à certaines propriétés de cette cible : géométriques (position, forme et dimensions), optiques (réflexion, transmission, absorption, etc.) et physico-chimiques (température, teneur en eau, chlorophylle foliaire, phyto-masse, matière organique du sol,...), etc.

2.8.1Energie électromagnétique (les ondes et les photons)

Selon la théorie des ondes la lumière se déplace en ligne droite (à moins que des influences extérieures) avec des niveaux d'énergie qui changent la façon des ondes. La lumière comporte deux composantes oscillantes; l'énergie qui change constamment entre l'énergie électrique et l'énergie magnétique. Les deux composantes d'interagir; une instance de l'énergie électrique positive coïncide avec un moment d'énergie magnétique négative. Toute l'énergie EM se déplace à la vitesse de la lumière, qui est d'environ 300,000 km / s. Il faut huit minutes pour la lumière du soleil pour atteindre la Terre (Fig 05).

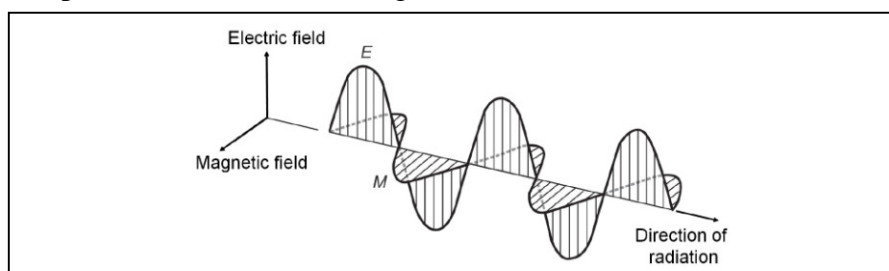


Figure 05 : Les deux composantes oscillantes du rayonnement EM: un champ magnétique et électrique.

2.8.2 Processus de télédétection

Le processus de la télédétection comprend plusieurs étapes (Fig 06) :

1. Source d'énergie ou d'illumination (A) - les processus de la télédétection doivent avoir une source d'énergie pour illuminer la cible.
2. Rayonnement et atmosphère (B) - Le rayonnement interagit avec l'atmosphère durant son parcours entre la source d'énergie et la cible. Une seconde interaction se produit lors du trajet entre la cible et le capteur.
3. Interaction avec la cible (C) - une fois parvenue à la cible, l'énergie interagit avec la surface de celle-ci.
4. Enregistrement de l'énergie par le capteur (D) - une fois l'énergie diffusée ou émise par la cible, elle doit être captée à distance (par un capteur qui n'est pas en contact avec la cible) pour être enfin enregistrée.
5. Transmission, réception et traitement (E) - l'énergie enregistrée par le capteur est transmise, souvent par des moyens électroniques, à une station de réception où l'information est transformée en images (numériques ou photographiques).
6. Interprétation et analyse (F) - une interprétation visuelle et/ou numérique de l'image traitée est ensuite nécessaire pour extraire l'information que l'on désire obtenir sur la cible.
7. Application (G) – la dernière « tape du processus consiste à utiliser l'information extraite de l'image pour mieux comprendre la cible, pour nous en faire découvrir de nouveaux aspects pour aider à résoudre un phénomène particulier.

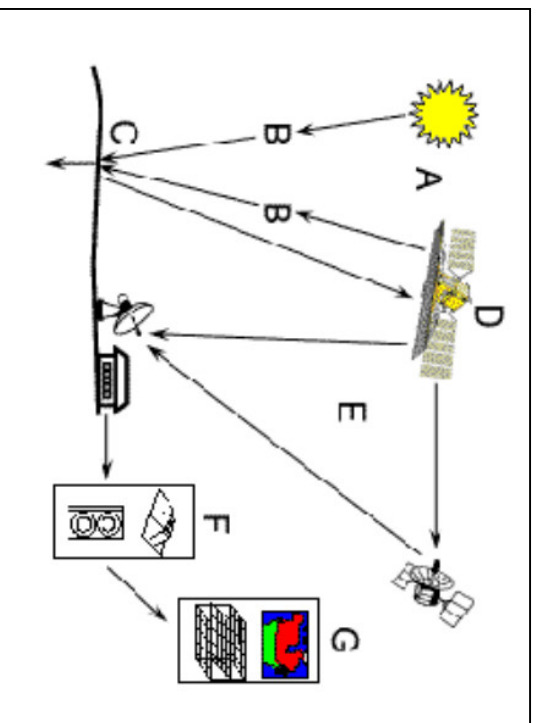


Figure 06 : Les processus de la télédétection (source : Centre canadien de télédétection)

2.8.3 Rayonnement électromagnétique (spectre électromagnétique)

La gamme totale de longueurs d'onde du rayonnement EM s'appelle le spectre EM, on se réfère aux différentes parties du spectre par son nom : les rayons gamma, les rayons X, les rayons UV, le rayonnement visible (lumière), le rayonnement infrarouge, micro-ondes et les ondes radio. Chacune des parties nommées ci représente une gamme de longueurs d'onde, et non pas une longueur d'onde spécifique. Le spectre EM est continu et n'a pas des limites bien précises de chaque classe (Fig 07).

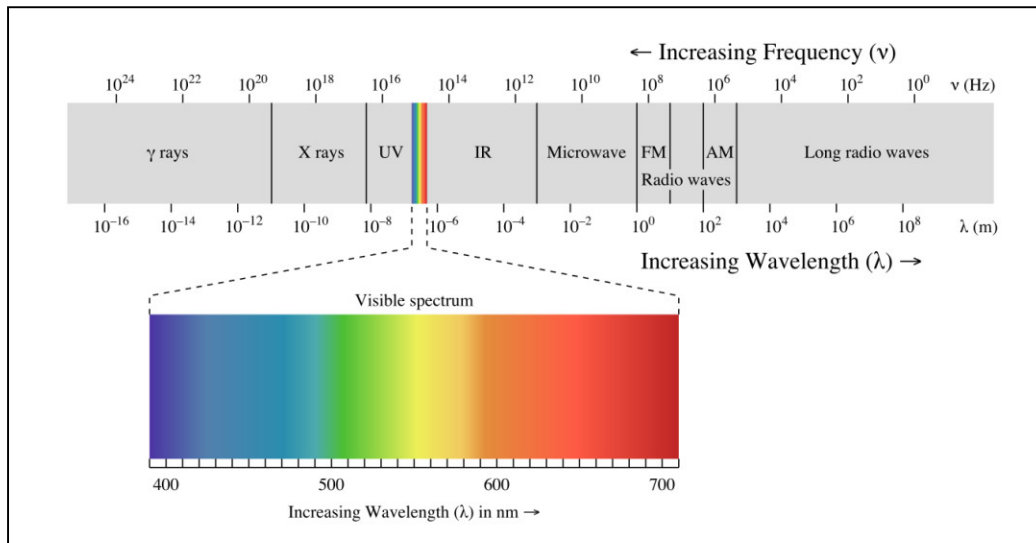


Figure 07 : Le spectre électromagnétique

Le spectre visible ne représente qu'une petite portion de l'ensemble du spectre électromagnétique.

Les longueurs d'onde du visible vont de 0,4 à 0,7 μm . C'est la seule partie du spectre que nous pouvons associer à des couleurs (Tableau 01).

- Violet : 0.400 - 0.446 μm
- Bleu : 0.446 - 0.500 μm
- Vert : 0.500 - 0.578 μm
- Jaune : 0.578 - 0.592 μm
- Orange : 0.592 - 0.620 μm
- Rouge : 0.620 - 0.700 μm

Tableau 01 : Les bandes de la longueur d'onde

Band	longueur d'ondes	Remarques
Rayons gamma	<0.03 nm	Rayonnement entrant du soleil est complètement absorbé par l'atmosphère supérieure, et ne sont pas disponibles pour la télédétection. Le rayonnement gamma de minéraux radioactifs est détecté par des avions volant à basse altitude comme une méthode de prospection.
Rayons X	0.03 à 0.3 nm	Rayonnement entrant est complètement absorbé par l'atmosphère. Non utilisé dans la télédétection.
Ultraviolets, UV	3 nm à 0.4 mm	Rayonnement UV Entrants atmosphère longueurs d'onde <0,3 mm est complètement absorbé par l'ozone dans la haute atmosphère.
UV photographique	0.3 à 0.4 mm	Transmise à travers l'atmosphère. Décelable avec le film et photodétecteurs, mais la diffusion atmosphérique est sévère.
Visible	0.4 à 0.7 mm	Détecté avec le film et les photodétecteurs. Comprend la réflectance de terre pic à environ 0,5 mm.
Infrarouge, IR	0.7 à 300 mm	Interaction avec la matière varie avec la longueur d'onde. Fenêtres de transmission atmosphérique sont séparées par des bandes d'absorption.
IR réfléchie	0.7 à 3 mm	Ceci est principalement reflété le rayonnement solaire et ne contient pas d'informations sur les propriétés thermiques des matériaux. Généralement divisé en les régions suivantes: <ul style="list-style-type: none"> · Proche infrarouge (NIR) entre 0,7 et 1,1 mm. · Moyen Infra Rouge (MIR) entre 1,3 à 1,6 mm. · Ondes courtes infrarouges (SWIR) entre 2 à 2,5 mm. Radiation de 0,7 à 0,9 mm est détectable avec le film et est appelé rayonnement IR photographique.
IR thermique	3 à 5 mm 8 à 14 mm	Telles sont les principales fenêtres atmosphériques dans la région thermique. L'imagerie à ces longueurs d'onde est acquise par l'utilisation du dispositif de balayage optique-mécanique, non pas par le film.
Microondes	0.3 à 300 cm	Ces longueurs d'onde plus longues peuvent pénétrer les nuages et le brouillard. Les images peuvent être acquises en mode actif ou passif.
Radar	0.3 à 300 cm	Mode actif de micro-ondes de télédétection.

2.8.4 Interactions énergétique au cours de la traversée des couches atmosphériques

Le rayonnement électromagnétique subit des interactions avec les différents composés atmosphériques durant la traversée de l'atmosphère. On distingue trois interactions pertinentes dans l'atmosphère qui se produisent : l'absorption, la transmission et la diffusion. L'énergie transmise est alors soit absorbée par le matériau de surface ou réfléchie (Fig 08).

Une partie de l'énergie électromagnétique qui traverse l'atmosphère est absorbée par différentes molécules. Les plus importants sont l'ozone (O₃), la vapeur de l'eau (H₂O), et le dioxyde de carbone (CO₂).

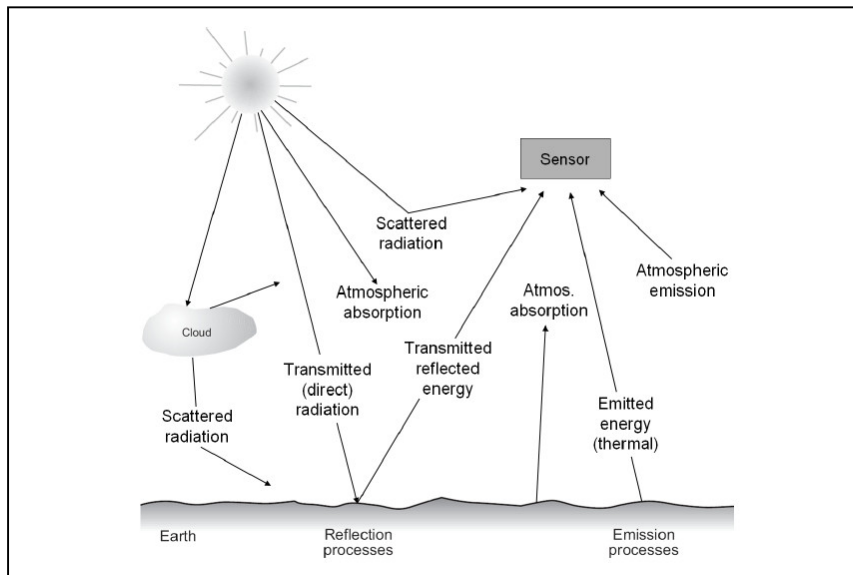


Figure 08 : Les interactions énergétiques dans l'atmosphère et la surface terrestre

2.8.5 Interactions rayonnement et surfaces terrestres

Les différents éléments de la surface terrestre (ex. sol, végétation,...), reflètent la radiation incidente de façon différente, ce qui permet en principe de les distinguer sur une image, en mesurant cette réflexion. La signature spectrale d'un objet est le pourcentage de radiations réfléchi par l'objet, pour l'ensemble des longueurs d'onde du spectre électromagnétique.

▪ La végétation

Les caractéristiques de réflectance de la végétation dépendent des propriétés des feuilles, y compris l'orientation et la structure de la voûte de feuillage. La quantité d'énergie réfléchi à une longueur d'onde particulière dépend de la pigmentation de la feuille, la feuille épaisseur et la composition et la quantité de teneur en eau.

▪ Le sol nu

La réflectance du sol nu dépend de plusieurs facteurs, ce qui rend difficile de donner une courbe typique de réflectance du sol. Les principaux facteurs qui influent sur la réflectance sont : la couleur du sol, la teneur en humidité, la présence de carbonates, et la teneur en oxyde de fer.

▪ L'eau

L'eau a une réflectance faible comparée à la végétation et au sol nu, la végétation peut réfléchir jusqu'à 50 %, les sols jusqu'à 30 à 40 %, tandis que l'eau reflète au plus 10 % de l'énergie incidente.

Chapitre 3

Matériels et méthodes

3.1 Présentation de la région d'étude

3.1.1 Le bassin versant du Hodna

Le bassin versant du Hodna (Fig 09) est situé au sud-est de la capitale Alger, c'est un bassin endoréïque d'une superficie de 25 843 km² dont le Chott El Hodna constitue son exutoire naturel constituant le 3^{ème} plus grand Chott d'Algérie avec une superficie de (362,000 ha) après le Chott Ech-Chergui (855,500 ha) et Chott Melghir (551,500 ha). Les principaux oueds de ce bassin qui s'écoulent du nord vers le Chott sont : les oueds M'sila, K'Sob, El Ham, Soubella, Barika et Bitam. Les oueds Boussââda et M'cif sont quant à eux les principaux oueds s'écoulant du sud vers le chott.

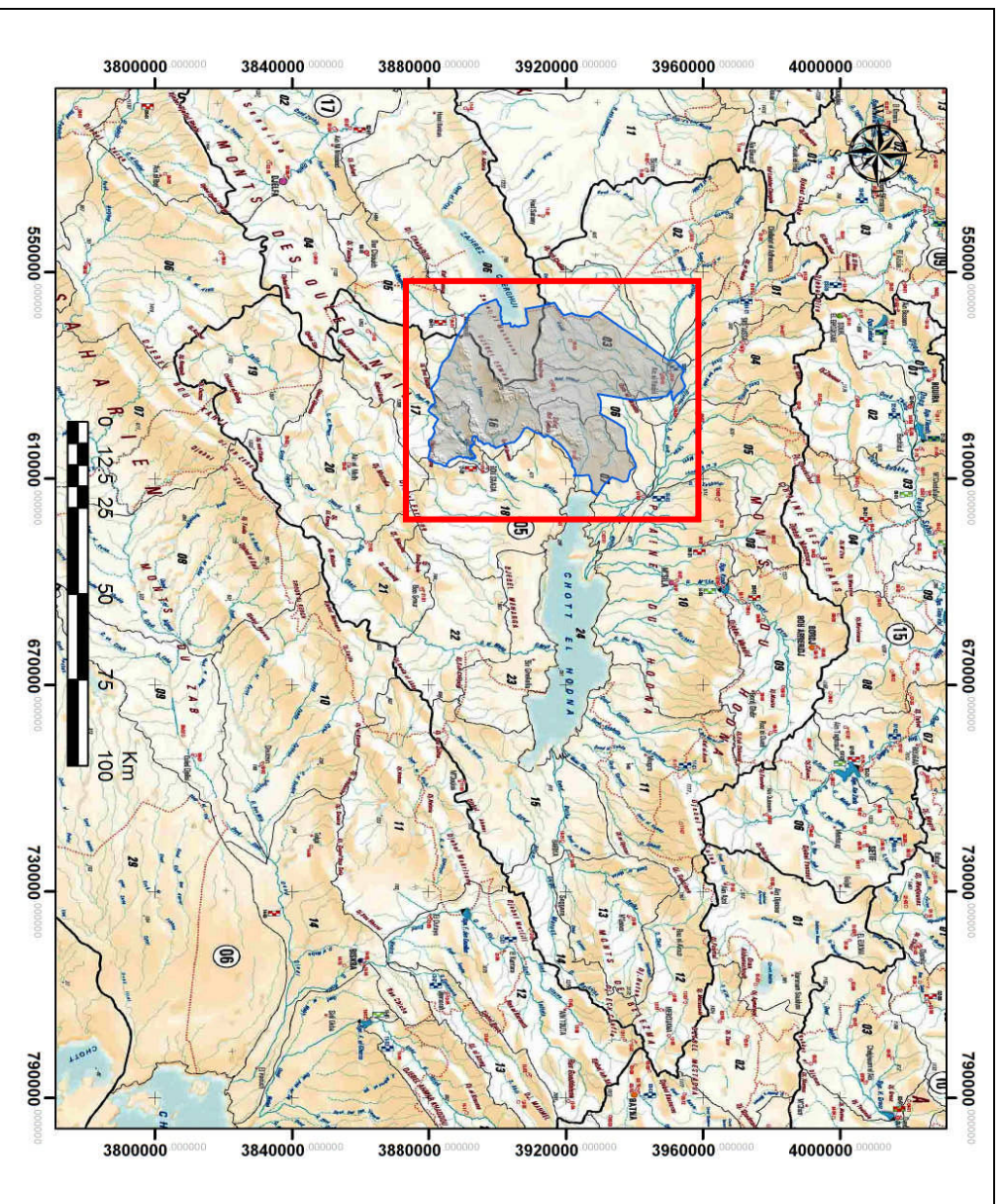


Figure 09 : Localisation de la zone d'étude dans le bassin versant du Hodna
(Source: ANRH, 2005 modifiée)(Système de coordonnées WGS 1984 UTM Zone 31N).

3.1.2 Localisation de la région d'étude

La région d'étude (Fig 10) est située dans la wilaya de Msila, couvrant 5 communes, Ain Lahdjel, Benzouh, Sidi Ameur, Tamsa, et El Hamel, toutes ces communes sont localisées à l'Ouest du Chott El Hodna, la région d'étude est caractérisée par climat aride, où les précipitations sont de l'ordre de 200 à 400 mm par an, avec une amplitude thermique importante de -1 à 40 C°, c'est une région pastorale, la formation la plus dominante dans ce paysage c'est l'alfa.

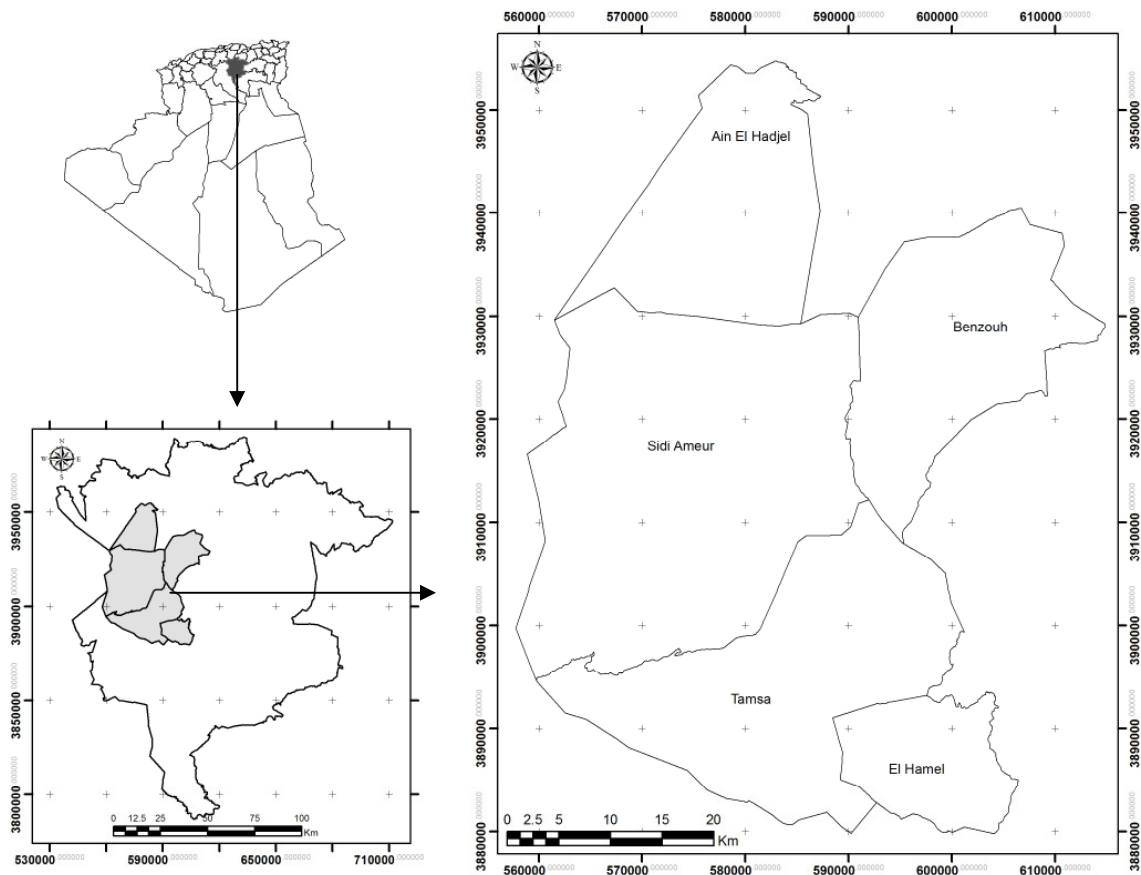


Figure 10 : Localisation de la région d'étude (Système de coordonnées WGS 1984 UTM Zone 31N).

3.1.3 La géologie

Le bassin du Hodna contient un tissu géologique assez complexe, sa position entre les deux atlas (Tellien et Saharien) lui confère cette particularité. Les faciès des différentes formations stratigraphiques présentent de fréquentes variations et l'on observe la superposition de plusieurs styles tectoniques (Le Houerou *et al.*, 1975). La zone d'étude est constituée de roches sédimentaires du Secondaire, Tertiaire et Quaternaire (Fig 11 et 12).

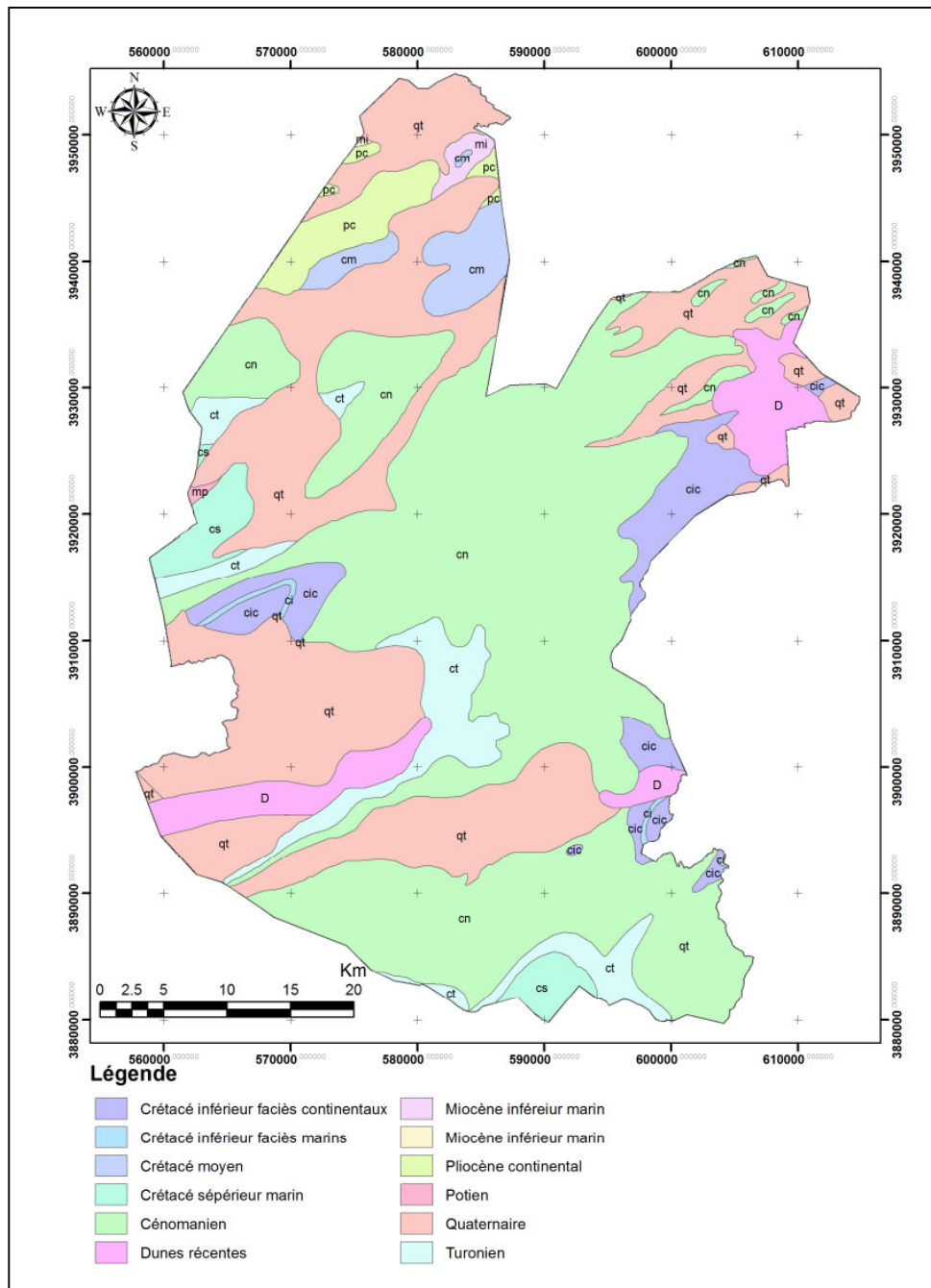


Figure 11 : Extrait de la carte géologique montrant l'aspect de la région d'étude (Carte géologique d'Algérie Edition 1951)

- Le Secondaire

▪ *Crétacé supérieur*

Le crétacé supérieur est une formation largement marquée par des grés, des argiles et des calcaires, il est bien rependu dans la région de Boussaâda avec ses différentes formations.

- Le Tertiaire

▪ *Eocène* : Les formations de l'Eocène varient suivant les zones, l'Eocène débute par des calcaires blancs à intercalations de marnes se terminant par un ensemble conglomératique. L'Eocène est représenté par des grés rouges, des argiles variées viennent ensuite des calcaires et des conglomérats. Ils constituent les contreforts méridionaux des Monts du Hodna.

▪ *Miocène* : Les séries continentales sont constituées d'une alternance d'argile sableuse, de grès, de sables, de graviers et de conglomérats.

- Le Quaternaire

C'est des alluvions anciennes constituées essentiellement par des sédiments fins.

▪ *Alluvions* : Ce sont des limons à couleur grise, ces formations sont riches en matière sableuse, les graviers sont rares.

▪ *Cône de déjection* : Il existe d'important cône de déjection située sur le flanc de Sud-Ouest de la région de M'Sila.

▪ *Alluvions actuelles* : Sont peu représentés, ils existent au niveau des lits des Oueds.

▪ *Dunes*: Localisées dans la région centrale au Sud et au Sud-Ouest du Chott El Hodna, au Sud du Zahrez El Chergui et vers Bou-Saada ils sont formés de sable quartzeux fins parfois chargés de matériel argileux.

▪ *Chott* : Formé de limon gris à cristaux de gypse comme les roses des sables.

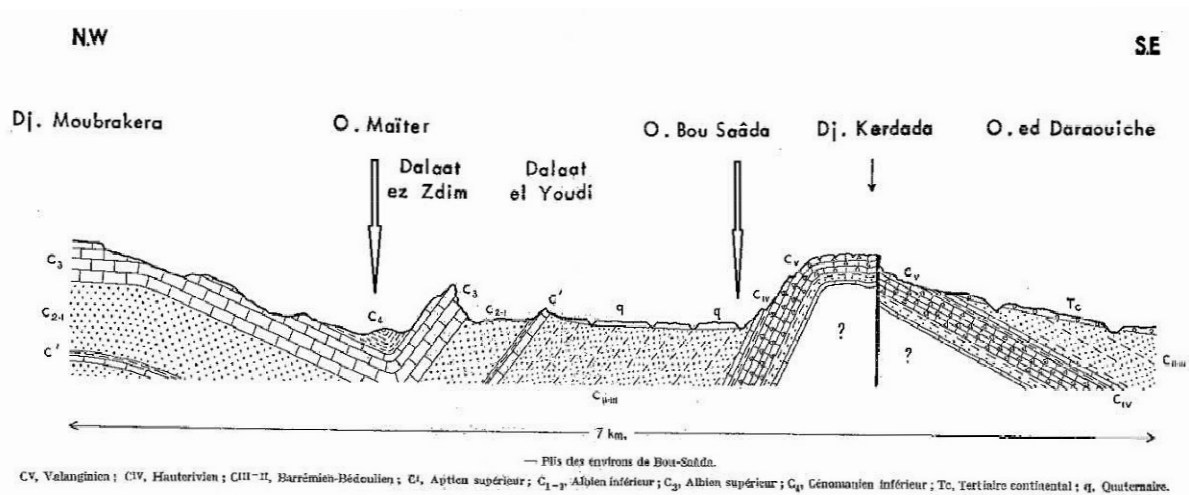


Figure 12 : Coupe Géologique dans la région de Boussaâda (Emberger, 1960)

3.1.4 La géomorphologie

Contrairement aux séries marines, les dépôts continentaux du quaternaire ne forment pas des niveaux continus, mais des lentilles conglomératiques, gréseuses ou sableuses, au débouché des principaux oueds, les éléments les plus fins (limons et argiles) étant entraînés vers le chott (Guiraud, 1970).

Selon Capolini et Sari, (1969) les différentes formations ont été regroupées et décrites comme suit :

- Cônes et glacis d'accumulation à matériaux grossiers : il s'agit des formations quaternaire, présentant une croûte calcaire épaisse et compacte, à pente moyenne à forte, dans le Nord elles sont étagées sur les piémonts des djebels, occupant une superficie faible, dans le Sud, les unités du quaternaire moyen subsistent sous forme de cônes très grossiers et 'éboulis de piémonts qui ceignent les principaux djebels.
- Glacis d'accumulation et d'épandage à matériaux fins : correspondent généralement aux formations moyennes et récentes, ces unités s'étendent sur des pentes très faibles, on trouve des formations à encroutement calcaro-gypseux, et des glacis d'épandage. Les glacis occupent une très grande surface au Nord du chott, par contre au sud c'est les matériaux sableux qui prédominent.
- Les formes à matériaux éoliens : on trouve deux types, 1- sables quartzeux fins, la plupart du temps fixés par la végétation ou sous forme d'anciennes dunes, sur glacis d'érosion, 2- les dépôts actuels, sables blancs grossiers sont sans cesse mobiles sous l'effet des vents.

- d) Formation gypseuses : on les trouve sous 2 formes : 1- des encroutements gypseux au Nord et au Nord-Ouest, et 2- des lunettes de pseudo-sable, dans la partie Est du Chott El Hodna.
- e) Les étendues chotteuses : il s'agit des chotts El hodna, El Hamma, Meguisba, le plus important c'est le Chott El Hodna alimenté par les oueds, Barika, Bitam et surtout Oued El Ham.

3.1.5 Hydrologie et hydrogéologie

Le réseau hydrographique est très dense (Fig 13). Pour la majorité ce sont des oueds. Les oueds les plus importants sont : Oued Leham, Oued Chaïr, Oued Ksob, Oued El Hamel, Oued Boussaâda. Au Nord, les oueds prennent naissance aux monts du Hodna et s'acheminent vers le Chott. Sur les formations lithologiques des plaines et hautes plaines, le réseau laisse très bien ses traces par l'effet de l'érosion hydrique, car les pluies tombent souvent sous forme d'averse et les oueds charrient d'importantes quantités de particules solides. La période de sécheresse étant longue, ces oueds restent longtemps à sec.

L'hydrogéologie est représentée par les formations aquifères existantes qui se localisent autour du Chott. Elles s'étendent sur toute la surface de la plaine à une profondeur d'environ 5m. Les terrains en bordure du Chott sont très salés, par conséquent ceci affecte les eaux de cette nappe phréatique limitant ainsi son utilisation. Il y a une nappe captive située au Sud du Chott, ses eaux sont moins salées la salure varie entre 0.5g/l et 1.5g/l en résidu sec à 110 C°. Mis à part ces deux nappes, il existe d'autres aquifères du Crétacés et du Jurassique moins bien connues que les premières, exploitées à partir des sources (ANRH, 2002).

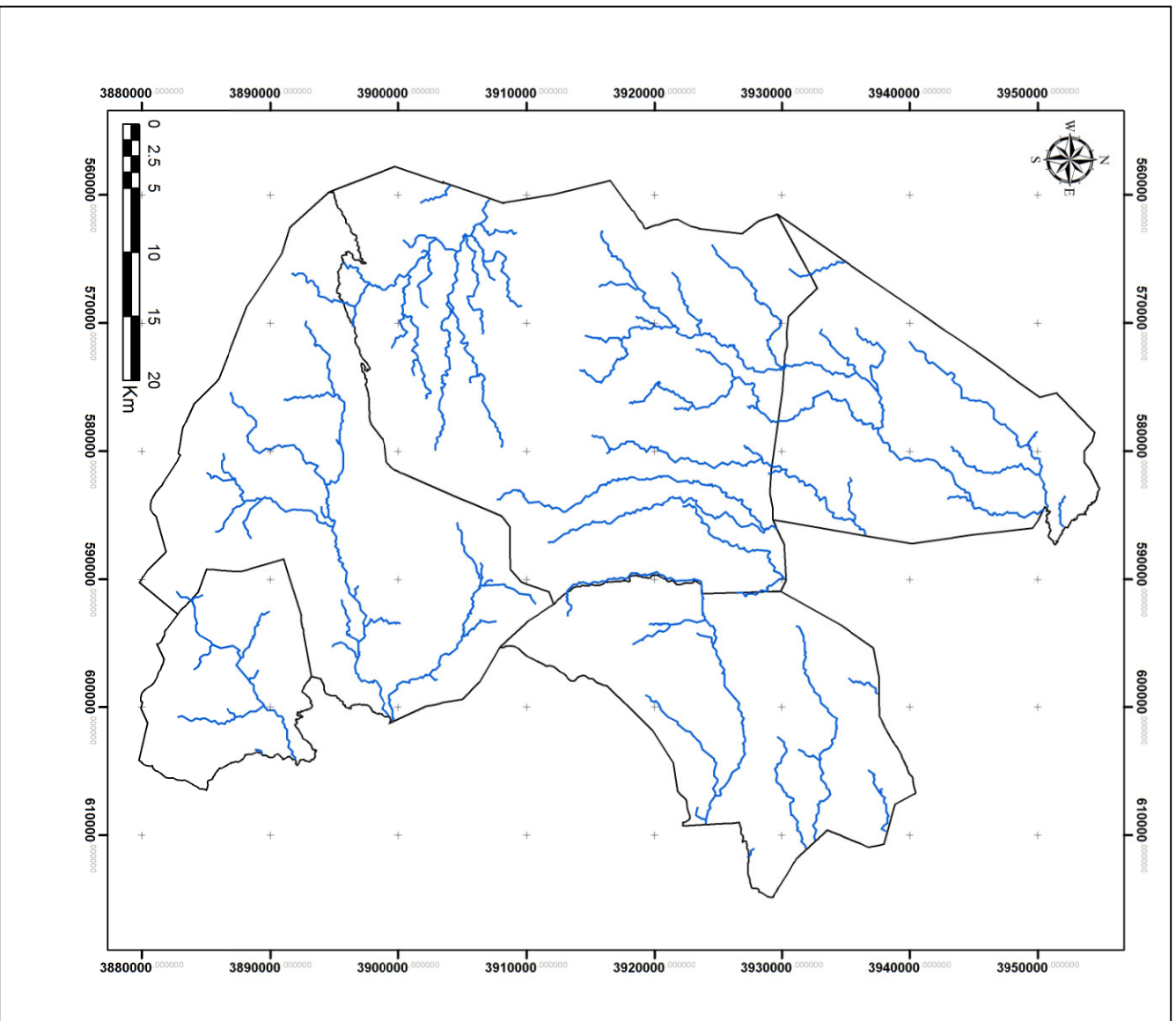


Figure 13 : Carte du réseau hydrographique de la région d'étude

3.1.6 La pédologie

En générale la région du Hodna est caractérisée par des sols relativement humifères localisés dans les djebels liés à la présence de la végétation, des sols salé dans la région du chott, due à la nature chimique des affleurements géologiques et géomorphologiques, des sols à texture moyenne à fines au nord du chott, moyenne à grossière au sud, des sols peu profonds sur croûtes (Le Houerou *et al.*, 1975) (Fig 14).

- Sur les massifs montagneux : les sols dans cette zone sont des sols humifères, fortement érodés et peu profonds, en générale ces sols sont riches en matière organique (plus de 2 pour cent).
- Sur les glacis du quaternaire : les sols sont des limons au Nord du chott et des limons sableux au Sud, issus des sols peu évolués à horizon superficiels, essentiellement minéral, la quantité de matière organique est faible (moins de 1 pour cent)
- Sur la zone du bassin occupé par le chott : les sols caractéristiques des chotts et sebkha, constitués par des sols halomorphes, en mosaïque avec des sols hydromorphes
- Sur les bordures sud du chott : les sols hydromorphes à encroutement gypseux, ces sols sont en mosaïque avec les sols halomorphes et les sols minéraux bruts d'apport éoliens, dunes de sables grossiers actuels ou de sables fins anciens.

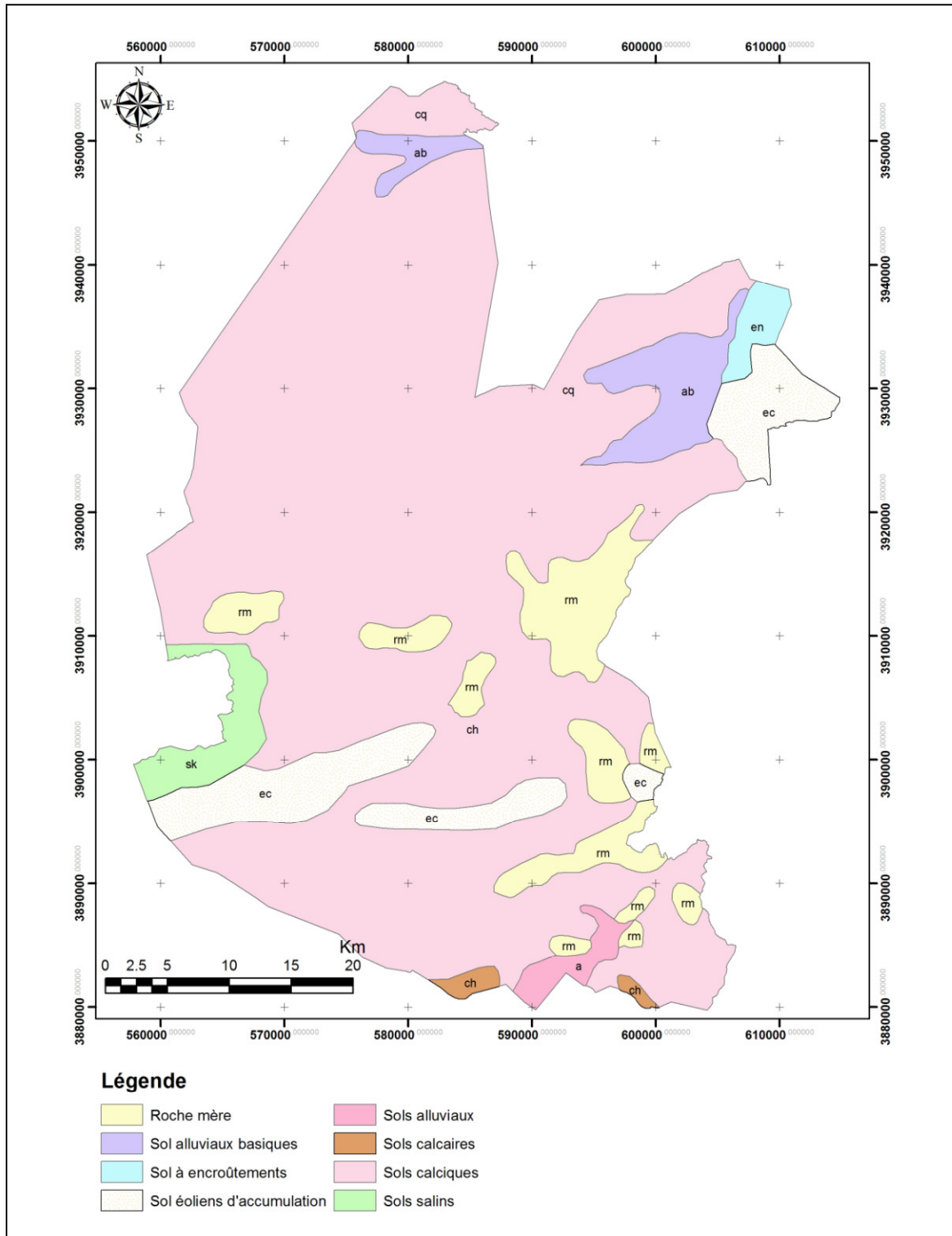


Figure 14 : Carte des sols de la région d'étude (source : carte des sols d'Algérie « Biskra » feuille N1.31, NE)

3.1.7 Le climat

3.1.7.1 Distribution mensuelle des pluies

Les données climatiques utilisées sont les données de l'Office National de la Météorologie (ONNM) de la station de Boussaâda pour une période allant de 1988 jusqu'à 2014. Il y a une certaine variabilité mensuelle des précipitations dans la station de Boussaâda, il en ressorte deux mois de l'année qui marquent le plus de précipitations, c'est le mois de Septembre avec une moyenne de 28.20mm, et le mois de Mai avec 23.99mm (Fig 15). En effet, Septembre représente le premiers mois pluvieux de l'année. D'après Floret etPontanier, (1982), l'humidité précoce du mois de Septembre, si elle est suffisante représente l'année idéale sur le plan biologique. Tandis que les pluies printanières assurent le développement de la végétation, tout en notant le caractère orageux des pluies d'été et même du mois de Mai.

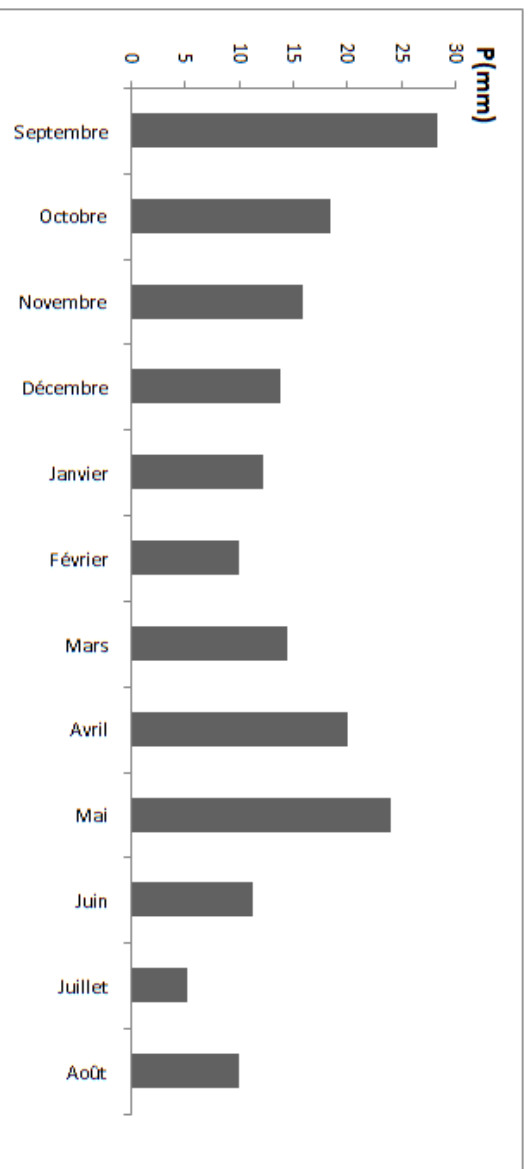


Figure 15 : Variations mensuelles des précipitations, station de Boussaâda (1988-2014)

3.1.7.2 Les régimes pluviométriques

La répartition annuelle des précipitations est très importante, car elle nous renseigne sur la période de l'année qui marque plus de pluies, cette répartition joue un rôle important dans les cycles biologiques des végétaux (phénologie). D'après Aidoud, (1989), la quantité de pluie enregistrée annuellement ne donne qu'une idée très limitée de son importance pour la végétation. Nous avons calculé le pourcentage des pluies pour les quatre saisons pour la station de Boussaâda.

Tableau 02: Pourcentage des pluies selon les saisons, station de Boussaâda (1988-2014)

	Automne	Hiver	Printemps	Eté
Boussaâda	34.22%	19.54%	31.88%	14.36%

D'après le (Tableau 02), les pluies les plus importantes sont enregistrées dans la saison automnale avec 34.22%, suivie par le printemps avec 31.88%.

3.1.7.3 Indice xérothermique de Gaussen

Gaussen considère que la sécheresse s'établit lorsque pour un mois donné $P < 2T$. A partir de cette hypothèse, il est possible de tracer des diagrammes ombrothermiques (ou pluviométriques) dans lesquels on porte en abscisses les mois et en ordonnées la température moyenne et la pluviométrie avec une échelle double pour la température ; le (Tableau 03) représente les valeurs des moyennes mensuelles de précipitations et de températures, la saison sèche apparaît nettement sur les diagrammes (Fig 16).

Tableau 03 : Précipitations mensuelles et températures moyennes mensuelles, données de la station de Boussaâda période (1988-2014)

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
T	8.88	10.46	14.25	17.41	22.84	28.43	32.30	31.48	25.97	19.55	13.31	9.57
P	12.10	9.89	14.29	19.91	23.99	11.16	5.14	9.92	28.21	18.41	15.85	13.67

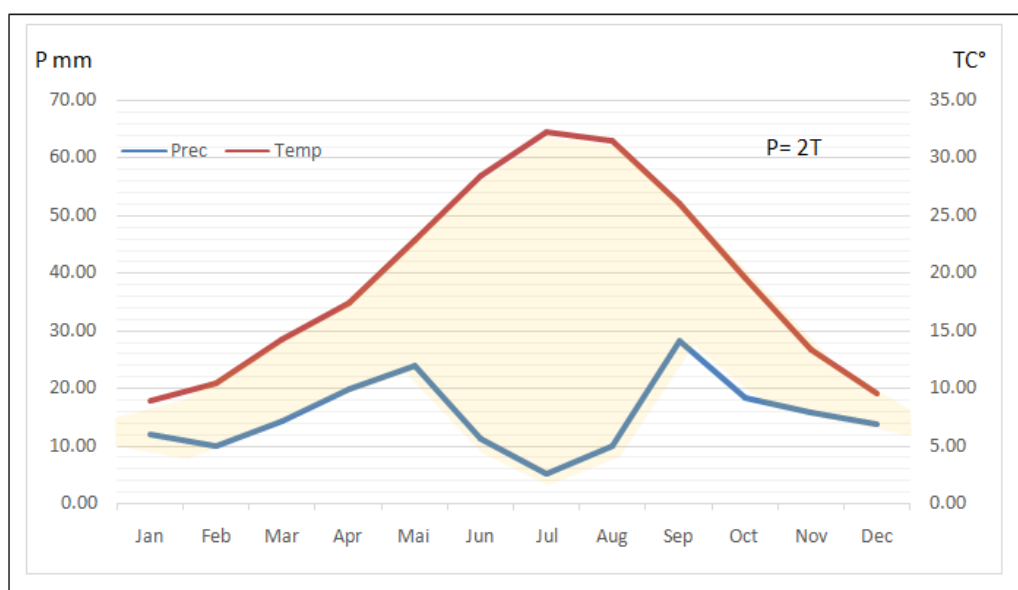


Figure 16 : Diagramme ombrothermique représentant la période sèche, et il n'y a pas de période humide.

Dans la station de Boussaâda, l'état du climat se manifeste par une seule période sèche le long de toute l'année, avec une température moyenne de 8.88 C° à 32.30 C° pour les mois de (Janvier et Juillet) respectivement (Tableau 03), concernant les précipitations, la valeur la plus basse est enregistrée au mois de Juillet avec 5.14 mm, et la valeur la plus élevée est celle du mois de Septembre avec 28.21mm, tout en constatant qu'il n'y a pas de période humide pour cette station (Fig 16).

3.1.7.4 Quotient pluviométrique d'Emberger

C'est une formule conçue pour les climats méditerranéens, elle tient compte des précipitations, de la température M qui correspond à la moyenne des maximums du mois le plus chaud et de la température m qui correspond à la moyenne des minimums du mois le plus froid, après le calcul du quotient pluviométrique d'Emberger qui nous donne une idée sur l'étage climatique (Tableau 04), on peut positionner cette valeur sur le climagramme d'Emberger tout en prenant compte de la variante hivernale du m .

Tableau 04 : Etages climatiques définies suivant les valeurs du Q2 (Daget *et al.*, 1988)

Etages bioclimatiques	Q ₂
Arid	17-13
Semi-arid	30-57
Sub-humide	57-98
Humide	98-150
Per-humide	>150

Le quotient Q_2 se calcul selon la formule

$$Q_2 = \frac{100P}{(M + m)(M - m)}$$

M étant la moyenne des maximums du mois le plus chaud et m la moyenne des minimums du mois le plus froid, plus le Q_2 est élevé, plus le climat est humide.

Nous avons calculé le Q_2 pour la période de 1988-2014 (Tableau 05).

Tableau 05 : Quotient pluviométrique et étages bioclimatiques de la station de Boussaâda (1988-2014).

	M(°c)	m (°c)	P(mm)	Q_2	Etage bioclimatique	Variante
1988-2014	39.41	3.97	182.54	11.87	Aride	Tempéré

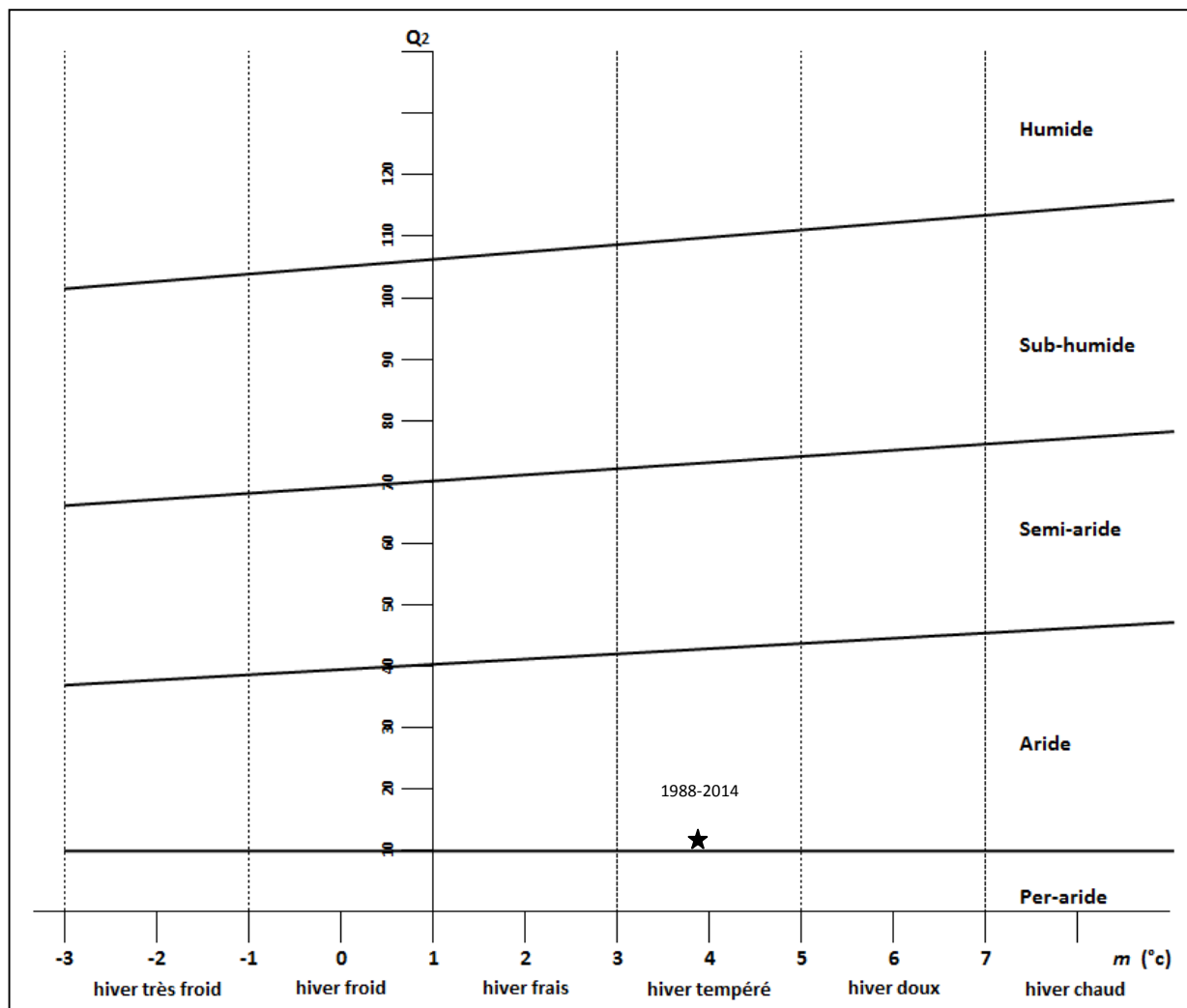


Figure 17 : Localisation de Boussaâda dans le climagramme d’Emberger (1988- 2014)

D’après la valeur du Q_2 calculé et le diagramme d’Emberger (Fig 17), il en ressort que la station d’étude est caractérisée par un étage bioclimatique aride à hiver tempéré, avec un quotient pluviométrique d’une valeur de 11.87 (1988-2014). Ce bioclimat aride est caractérisé par une période sèche qui dure toute l’année.

3.1.7.5 L'indice d'aridité de De Martonne

L'indice d'aridité annuelle De Martonne (De Martonne, 1926) est défini comme suit :

Indice annuel : $I = P/(T + 10)$.

Où:

T: température moyenne annuelle en °C ;

P: précipitation moyenne annuelle en mm.

Cet indice, appelé parfois indice de sécheresse de DeMartonne, peut être calculé aussi mensuellement et donne une indication sur le degré de sécheresse par rapport à la demande évaporative moyenne de l'atmosphère approchée par la température. L'aridité augmente quand la valeur de l'indice diminue. Au niveau mondial, De Martonne a proposé six grands types de macroclimats allant des zones désertiques ou hyperarides ($I < 5$) aux zones humides à forêt prépondérante ($I > 40$). Les zones hyperarides sont caractérisées par des précipitations exceptionnelles (Tableau 06).

Tableau 06 : Les types de climats selon De Martonne, (1926).

Valeur de I	Type de climat	Type de végétation potentielle	Signification
0 à 5	Hyper aride	Désert absolu	Désert sans culture
5 à 10	Aride	Désert	Désert et steppe : aucune culture sans irrigation.
10 à 20	Semi-aride	Steppe	formations herbacées, steppes ou savanes. Irrigation nécessaire pour les cultures exigeant de l'humidité
20 à 30	semi-humide	Prairie naturelle, Forêt	Irrigation généralement non nécessaire
30 à 40	humide	Forêt	les arbres jouent un rôle de plus en plus grand dans le paysage
40 à 55	humide	Forêt	la forêt est partout la formation climatique. Les cultures de céréales tendent à être remplacées par les herbages

Tableau 07 : Moyennes des précipitations des et températures, données de la station de Boussaâda période (1988-2014)

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Moy Totale
T	8.88	10.46	14.25	17.41	22.84	28.43	32.30	31.48	25.97	19.55	13.31	9.57	19.54
P	12.10	9.89	14.29	19.91	23.99	11.16	5.14	9.92	28.21	18.41	15.85	13.67	182.54

Calcul de l'indice d'aridité

Indice annuel : $I = P / (T + 10)$

Donc $I = 182.54 / (19.54 + 10)$

$I = 6.18$

D'après le (Tableau 06 et 07) des types de climats, notre région d'étude se caractérise par climat aride.

3.1.8 La végétation

3.1.8.1 Le paysage végétal

L'essentiel du paysage végétal est constitué par des formations steppiques qui représentent des formations naturelles herbacées très ouvertes et très irrégulières. L'appellation globale de steppe est souvent complétée par l'espèce dominante, pour les graminées (steppe à *Stipa tenacissima*, steppe à *Lygeum spartum*) pour les chaméphytes (steppe à *Artemisia herba-alba*) (Kaabache, 1990) (Fig 18).

La formation végétale la plus répandue dans notre région d'étude c'est la steppe, où l'alfa *Stipa tenacissima* représente l'espèce la plus dominante dans le paysage, associées à d'autres espèces végétales pérennes et annuelles qui poussent avec cette espèce, l'alfa aussi est reconnue comme une graminée d'altitude où on peut la trouver à des altitudes de 1500 m au Djbel Fernane associée avec le chêne vert *Quercus ilex* et le pin d'Alep *Pinus halepensis*. Tout en notant la présence d'espèces halophiles qui occupent des sols salins aux alentours du chott Hodna, principalement pour notre cas, l'exutoire de l'Oued Ham. Dans la région entre Ain Teboucha et Ben Eddir on a observé une steppe de Ramth (*Arthrophytum scoparium*), cette steppe est soumise à des pressions anthropiques importantes, surpâturages et mise en culture de son aire de répartition. Les surfaces pastorales offrent une diversité alimentaire appréciable, eu égard à la diversité des espèces et leur qualité ainsi qu'à la période où chaque plante est consommable par le cheptel (Mohammedi *et al.*, 2006).

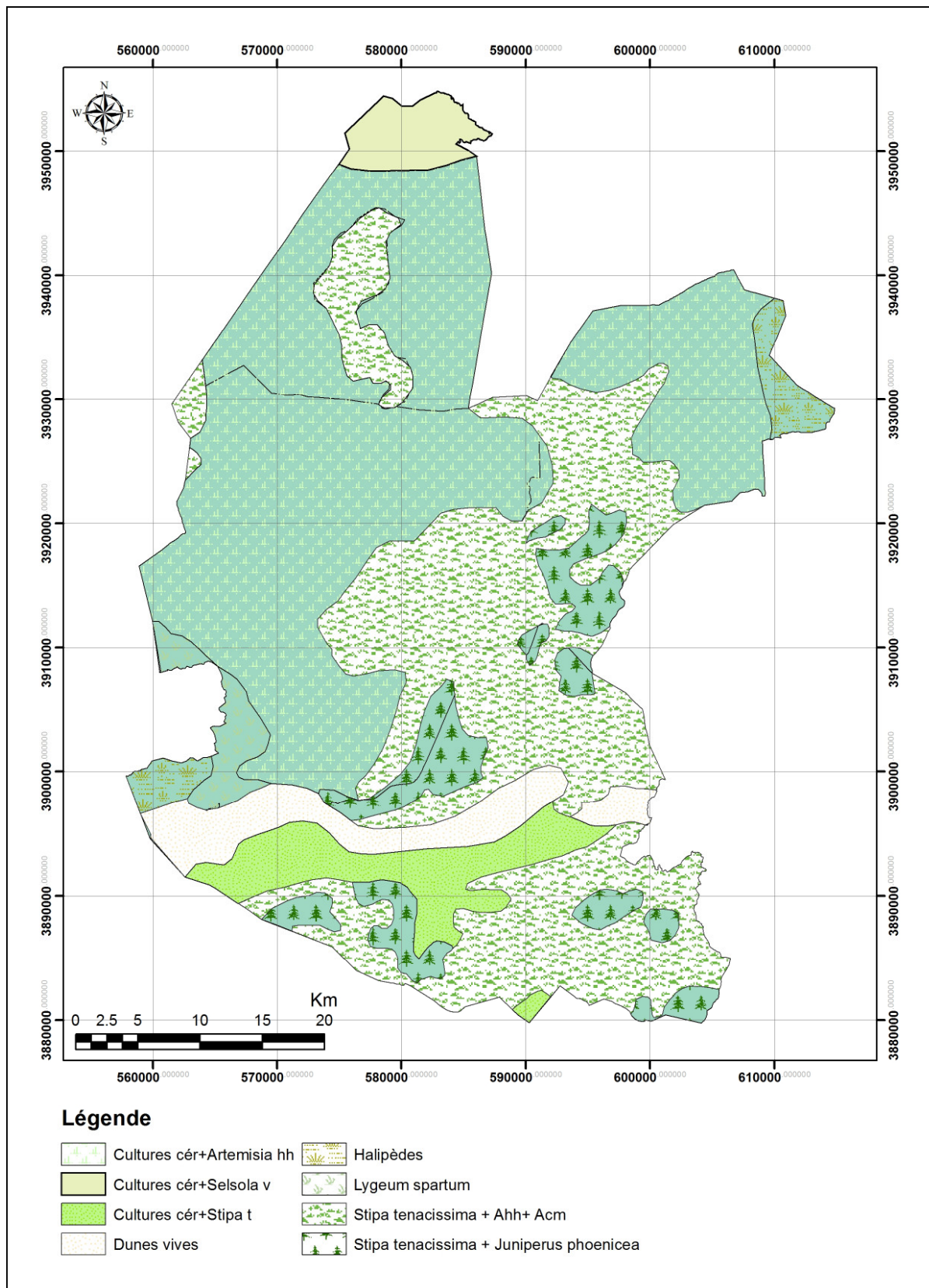


Figure 18 : Carte du tapis végétal de la région d'étude.Extrait de la carte internationale du tapis végétal et des conditions écologiques, Edition 1974.

3.1.8.2 Etat de la végétation

Selon les observations faites par Slimani *et al.*, (2010), entre 1973 et 1993, le recouvrement des espèces pérennes et le taux de la matière organique, ont diminués dans les parcours libres, et la composition des espèces dominantes reste intacte, ces changements sont dû principalement au surpâturage et aux changement climatiques.

L'activité pastorale est exercée intensivement dans cette région, ce qui constitue un facteur de pression important sur l'écosystème, en parallèle, les parcours qui sont facilement accessibles par la mécanisation, sont soumis à la culture, l'orge et le blé dur, cette activité exercée dans ces régions, à basse potentialités et qui ne présente pas des rendements importants, facilite le déclenchement des phénomènes d'érosion, soit hydrique ou éolienne, donc la perte de la couche superficielle du sol et la dégradation des terres.

3.2 Evaluation des indicateurs

Dans notre travail on a adopté la méthodologie utilisée par Jauffret, (2001), qui comprend les indicateurs écologiques nommés attributs vitaux de l'écosystème (AVE) proposés par (Aronson et Floc'h, 1996; Aronson *et al.*, 1993). Le choix de ces attributs (AVE) ou indicateurs est retenu puisqu'ils sont applicables dans notre région d'étude, et ils sont utilisés auparavant dans les écosystèmes méditerranéens, et même dans d'autres écosystèmes pour le suivie et l'évaluation de la biodiversité.

Cette méthode consiste à évaluer et mesurer l'état de la dégradation du milieu, afin de diagnostiquer la gravité et les risques environnementaux qu'encourt la région, et de caractériser la dégradation du milieu et son étendue, ainsi que déceler les changements et les évolutions, d'autre part élaborer des indicateurs de la désertification.

La réalisation d'un système d'informations géographiques (SIG) contribue à améliorer la gestion continue et dynamique du bassin versant à travers l'établissement d'une base de données structurée de façon à répondre aux besoins des décideurs est alimenté avec des images satellites, car aucune autre source d'information n'est en mesure de fournir autant d'information à jour dans les mêmes délais pour la mise à jour des cartes d'inventaire et de suivi des interventions des différents projets. L'étude par télédétection de la végétation, permet d'analyser l'état de la végétation actuelle et ensuite faire une comparaison avec l'état préexistant. L'élaboration de cartes sera basée sur la composition de chaque thème en matière végétale (occupation du sol).

3.2.1 Prospection et reconnaissance du terrain

Avant d'entamer le travail, il est de premier ordre de reconnaître le terrain, des sorties de prospection sont effectuées dans la partie ouest du bassin versant du Hodna, pour la collecte de données concernant le type de végétation, les formes du relief, l'utilisation des terres, et avoir une idée sur la dégradation du milieu, affectivement, la reconnaissance du terrain va nous permettre de choisir les zones appropriés pour la détermination des sites d'échantillonnage. Ainsi, nous avons déterminé la région d'étude qui couvre la partie ouest du Hodna.

Concernant la végétation de cette région d'étude, c'est une végétation steppique, essentiellement composée d'une strate herbacée assez variée d'espèces vivaces et éphémères. Généralement, une espèce y domine le paysage, à savoir l'Alfa (*Stipa tenacissima*). La région

entre Ain Teboucha et Ben Eddir est caractérisée par la présence d'une steppe de Ramth (*Arthrophytum scoparium*), cette steppe est soumise à des pressions anthropiques importantes, surpâturages et mise en culture de son aire de répartition.

Dans ce travail nous citerons de manière particulière l'activité pastorale comme un facteur de dégradation des terres dans l'ouest du bassin d'El Hodna. L'importance de cette région réside non seulement dans le fait qu'elle est classée comme site d'intérêt biologique et écologique en 02/02/2001 (RAMSAR), mais aussi comme un géomorphosite à vocation touristique, reconnu à l'échelle nationale et internationale (Kaalaat Bani Hammed).

Le Chott El Hodna est un type de zone humide représentatif au niveau de la Méditerranée de par l'étendue de sa superficie et de son bassin versant. Sa situation en zone aride est un autre atout justifiant le degré de rareté de milieux naturels d'un seul tenant ayant peu ou pas de transformations importantes par l'homme. Enfin, Le chott est un modèle représentatif de par la présence de plusieurs types de sols, de bioclimats et de variétés biologiques (Le Houerou *et al.*, 1975).

3.2.2 Choix de la méthode d'échantillonnage

Nous avons choisi la méthode de relevé linéaire (transect), ici le concept du transect ne reflète pas la caractérisation de l'état du changement le long d'un gradient dans un paysage, mais, le transect dans notre cas représente un relevé linéaire. La méthode des points quadrats (Line-point intercept) (Goodall, 1952) est une méthode rapide et précise pour quantifier les aspects de la surface du sol (couverture du sol, la litière, roches et croûtes biotiques) et la végétation.

3.2.3 Collecte des données

La collecte des données est effectuée durant les deux mois d'Avril et Mai 2014, ce qui correspond à la période de pleine croissance des végétaux de la steppe algérienne. Nous avons choisi dix (10) sites d'échantillonnage pour effectuer nos mesures, tous les sites choisis sont dominés par l'alfa (*Stipa tenacissima*). Nous avons veillé à ce que les sites d'échantillonnage ont presque les mêmes conditions environnementales et le seul gradient était l'action exercée par les animaux (pâturage). La moitié des sites est protégée, et l'autre est soumise au pâturage libre. Dans chaque site, trois (03) transects de 200 mètre de longueur sont sélectionnés pour la collecte des données à l'aide de rubans gradués.

Au total nous avons 30 transects dans l'ensemble de la région d'étude. Pour l'estimation de la richesse spécifique, de l'abondance et des aspects de surface, nous avons utilisé la méthode des points quadras (Point-Intercept Method) (Goodall, 1952), cette méthode consiste à l'enregistrement à chaque 20 cm, l'identité de toutes les plantes vasculaires, et les aspects de surface qui sont en contact avec une baguette fine (Fig 19).

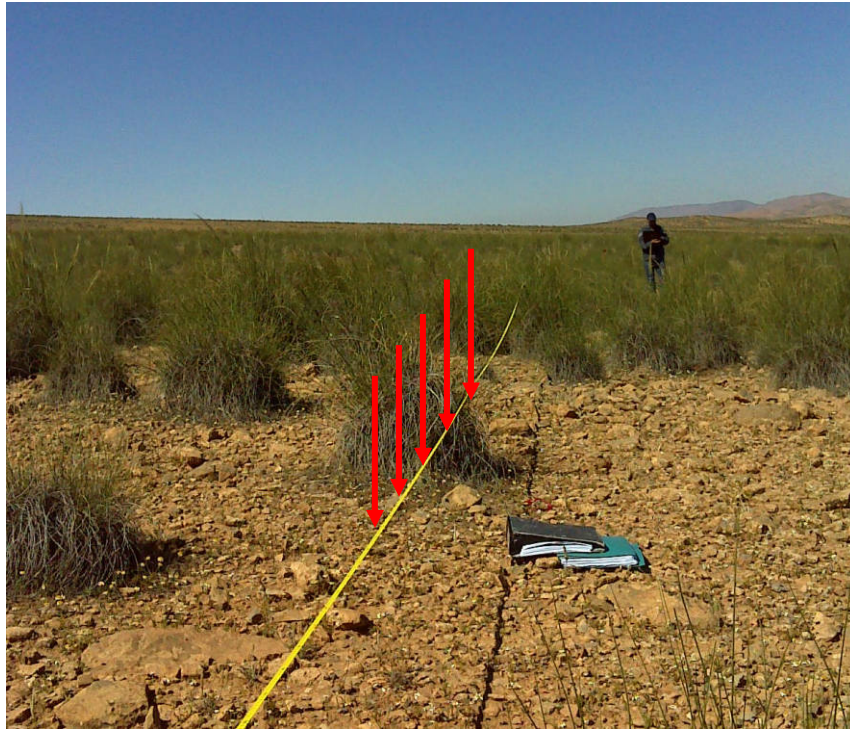


Figure 19: La méthode point-intercept. Pour chaque 20 cm (Flèches rouges) on effectue une lecture à l'aide d'un ruban fin, soit enregistre l'identité de la plante ou l'identité de la couverture du sol.

L'abondance de chaque espèce dans que transect est estimée à partir du nombre de contacts enregistrés dans le même transect. Les espèces qui ne sont pas identifiées au terrain, sont ramenées au laboratoire pour identification. La nomenclature utilisée dans ce travail est celle de Quézel et Santa, (1963, 1962).

3.2.4 Mesure de la diversité

En écologie, la mesure et l'évaluation de la diversité biologique (biodiversité) est un sujet central. L'évaluation du nombre d'espèces, permet de juger la richesse floristique et donc de diversité de la station, par suite dans l'ensemble de la région d'étude. Dans notre travail nous avons mesuré la diversité alpha (α) et la diversité beta β .

La diversité alpha est la diversité locale ou la diversité des espèces sur un site estimée par un des indices de diversité alpha (richesse, Shannon, Simpson) (Whittaker, 1972). Elle représente le nombre d'espèces qui coexistent dans un habitat donné. Tandis que, l'étendue de la différenciation de composition en espèces entre les communautés le long d'un gradient se définit comme la diversité bêta (Whittaker, 1972). Cette mesure nous renseigne sur la similarité ou dissimilarité entre deux sites d'échantillonnage et mesure le changement entre 2 sites ou plusieurs le long d'un gradient dans la même région géographique. Cela nous permet d'apprécier combien y a-t-il de taxons uniques à chaque site échantillonné.

Les indices de diversité utilisés sont : la richesse (S), l'indice de Shannon (H), l'indice de Simpson (D), l'indice d'équitabilité de Pielou, et les numéros de Hill.

3.2.4.1 Richesse des espèces

Cet indice correspond à l'indice de diversité le plus utilisé et le plus simple pour quantifier la diversité biologique des espèces, il reflète le nombre d'espèces rencontrées dans un relevé (Magurran, 2004). Cet indice donne suffisamment d'informations puisqu'on peut distinguer les nombres d'espèces de différents taxons qui existent dans un milieu donné, comme on peut faire une comparaison de ces nombres, pour juger si le milieu (a) est plus riche que le milieu (b).

3.2.4.2 L'indice de Shannon

L'indice de Shannon (Shannon, 1948) a développé son indice H' dans le cadre de la théorie de l'information qui suppose que la diversité peut être mesurée de la même façon que l'information contenue dans un code ou un message. Les indices développés dans le cadre de cette théorie sont qualifiés de fonctions d'entropie. L'indice de Shannon est :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

H' : indice de biodiversité de Shannon

i : une espèce du milieu d'étude

p_i : Proportion d'une espèce (fréquence relative) i par rapport au nombre total d'espèces (S) dans le milieu d'étude (ou richesse spécifique du milieu), qui se calcule de la façon suivante :

$$p(i) = ni/N$$

Où ni est le nombre d'individus pour l'espèce i et N est l'effectif total (les individus de toutes les espèces).

3.2.4.3 L'indice d'équitabilité de Pielou (Pielou, 1966)

$$E = \frac{H}{H_{max}} \text{ ou } E = \frac{H}{\ln S}$$

S le nombre d'espèces (ou richesse) de chaque relevé.

3.2.4.4 L'indice de Simpson

L'indice de Simpson mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce :

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$$

D : Indice de Simpson

i : une espèce du milieu d'étude

p_i : Proportion d'une espèce i par rapport au nombre total d'espèces (S) dans le milieu d'étude (ou richesse spécifique du milieu), qui se calcule de la façon suivante :

$$p(i) = ni/N$$

Où ni est le nombre d'individus pour l'espèce i et N est l'effectif total (les individus de toutes les espèces).

3.2.4.5 Les numéros de Hill

Les numéros de Hill sont utilisés pour la première fois par MacArthur, (1965), et développés par Hill, (1973) et récemment introduits pour les écologistes par Jost, (2006). Selon Chao *et al.*, (2014), ces numéros offrent plusieurs avantages. Les indices de diversité largement utilisés (Richesse, Shannon, Simpson) peuvent être convertis en numéros de Hill, on peut aussi les utiliser pour évaluer la diversité phylogénétique, taxonomique, et fonctionnelle, comme ils peuvent nous renseigner sur les espèces rares, communes et dominantes dans notre communauté étudiée.

Chao *et al.*, (2012) propose l'utilisation des numéros de Hill, car ils incluent ; la richesse spécifique, l'exponentiel de l'indice de Shannon et l'inverse de l'indice de Simpson. Le paramètre q détermine la sensibilité de la mesure des fréquences relatives des espèces.

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

- Quant $q = 0$, l'abondance des espèces ne compte pas et ${}^0D = S$
- Quant $q = 1$, les espèces sont prises selon leur poids proportionnel de leurs fréquences, donc, ${}^1D = e^H$ (l'exponentiel de l'indice de Shannon) qui peut être interprété comme le numéro des espèces typiques dans la communauté.
- Quant $q = 2$, dans ce cas-là, les espèces abondantes sont favorisées, et peu d'importance est donnée aux espèces rares, donc ${}^2D = 1/S$ (l'inverse de l'indice de Simpson) qui peut être interprété comme le numéro des espèces les plus abondantes dans la communauté.

3.2.5 L'effet du pâturage sur la diversité de la communauté végétale

3.2.5.1 La diversité alpha (α) des groupes fonctionnels

Dans les steppes du Nord de l'Afrique, les plantes annuelles occupent une place importante constituant un élément important dans la nourriture des herbivores, tandis que les plantes pérennes nous renseignent sur l'état de l'écosystème, si le recouvrement des pérennes est important l'écosystème est en bon état. Alors qu'une dégradation du couvert des pérennes peut entraîner une érosion des sols.

Pour évaluer quel est le groupe d'espèces le plus affecté par le pâturage, les espèces végétales recensées dans cette étude ont été regroupées en fonction de leur traits de vie, plantes annuelles à fleurs, plantes vivaces à fleurs, graminées annuelles, graminées vivaces et les espèces arbustives. Ensuite, des mesures de la diversité ont été effectuées pour chaque groupe d'espèces. La richesse des espèces a été quantifiée par le nombre de toutes les espèces enregistrées dans chaque transect (Magurran, 2004). Pour l'estimation de la diversité des espèces végétales, nous avons calculé l'indice de Shannon-Wiener (H), la dominance a été calculée par l'indice de Simpson (D) et l'équitabilité (E) par l'indice de Pielou.

3.2.5.2 La diversité alpha (α) (numéros de Hill)

Pour la mesure de la diversité alpha, nous avons utilisé les numéros de Hill (qD), qui reflète la sensibilité de l'indice à l'abondance relative des espèces. L'analyse est effectuée selon les trois valeurs de q : (1) où $q=0$ reflète la richesse spécifique, dans ce cas-là, l'indice n'est pas sensible l'abondance des espèces. (2) $q=1$ représente l'exponentiel de l'indice de Shannon, ici, les espèces sont évaluées proportionnellement à leurs abondance relative dans la communauté échantillonnée. (3) $q=2$, représente l'inverse de l'indice de Simpson, ce qui est équivalent au nombre des espèces les plus abondantes dans la communauté.

Nous avons appliqué cette mesure pour : (1) toutes les plantes enregistrées dans la région d'étude, (2) pour les plantes pérennes, et (3) pour les plantes annuelles. Nous avons testé entre les moyennes des indices de diversité dans les zones pâturées et les zones protégées à l'aide du test avec le logiciel SPSS et $\alpha = 0,05$.

3.2.5.3L'analyse de similarité(ANOSIM)

Pour tester si il ya des différences significatives de composition des espèces entre les sites pâturés et les sites protégés, nous avons utilisé l'analyse de similarité (ANOSIM) (Clarke, 1993).L'ANOSIM (ANalysis Of SIMilarity) est un test de procédures non paramétriques effectué pour identifier les l'existence de différence significative entre deux groupes ou plus, sur la base de toute mesure de distance(Clarke, 1993). Il compare les rangs des distances entre les groupes avec des rangs de distances au sein des groupes. Les moyennes de ces deux types de rangs sont comparées, par la mesure de la statistique R. Si ($R = 1$), le résultant indique une séparation des structures de la communauté, et si ($R = 0$), aucune séparation se produit. Une valeur de $R = 0.75$, est communément interprétés bien séparée, $R = 0.5$ séparé mais avec chevauchement, et $R = 0,25$ comme peu séparable (Clarke et Warwick, 2001). Le test est souvent utilisé pour un échantillon table- espèces, où des groupes d'échantillons sont comparés. Cette analyse est souvent associée au cadrage multidimensionnel non-métrique ou (NMDS). La procédure ANOSIM débute par le calcul de l'indice de similarité de Bray-Curtis qui est défini de la façon suivante :

$$S_{jk} = 100 \left\{ 1 - \frac{\sum_{i=1}^p |y_{ij} - y_{jk}|}{\sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})} \right\}$$

Où y_{ij} représente l'abondance de l'espèce i dans l'échantillon j ($i=1,2,\dots, p$; $j=1,2,\dots, n$) et y_{ik} l'abondance de l'espèce i dans l'échantillon k .

$$R = \frac{r_B - r_W}{n(n-1)/4}$$

Où r_B et r_W représentent les moyennes des valeurs de rang des similarités calculées entre les groupes d'échantillons et à l'intérieur de chaque groupe, et n le nombre total d'échantillons.

3.2.5.4 Positionnement multidimensionnel non métrique (NMDS)

Nous avons utilisé le positionnement multidimensionnel non métrique (NMDS) pour examiner les associations entre la composition de la communauté végétale et le facteur de dégradation, le pâturage. Le NMDS est une technique d'ordination indirecte, largement utilisée en écologie. L'objectif du NMDS est de trouver une configuration (représentation) dans un nombre donné de dimensions (un nombre faible de dimensions) qui préserve autant que possible les dissimilarités de rang. Le NMDS est calculé sur la base de la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis, en utilisant les données des fréquences de la végétation regroupées pour chaque transect par la fonction (*metaMDS*) dans le package (*vegan*) du logiciel R (R Development Core Team, 2016). Le NMDS permet souvent de représenter une matrice de distances ou dissimilarité avec moins de déformations que l'analyse en composantes principales.

3.2.5.5 Partitionnement de la diversité beta totale (Turnover et Nestedness)

Pour tester si les différences de la composition floristique sont dues aux remplacement des espèces (turnover) ou la nestedness (emboitement), nous avons utilisé le partitionnement additif de la diversité beta totale, cela est effectué suivant la méthode fournie par (Baselga, 2010). Cette analyse est effectuée par la fonction «beta.sample» avec le package (*betapart*) (Baselga et Orme, 2012) sous le logiciel R (R Development Core Team, 2016).

La diversité beta totale est exprimée en pourcentage. Plus que la diversité beta est élevée, plus le nombre de taxons similaires entre les sites est faible, donc il y a plus d'espèces caractéristiques de chaque site, qui ne sont partagées. Par contre, si la diversité beta est faible, le nombre d'espèces similaires entre les deux milieux ou sites sera élevé. Donc on peut dire que les conditions d'existence de ces espèces sont similaires.

La diversité beta totale est définie par l'indice de dissimilarité de Sørensen, (1948), selon la formule suivante :

$$B_{\text{SOR}} = \frac{b+c}{2a+b+c}$$

Où :

a est le nombre d'espèces communes aux deux sites,

b est le nombre d'espèces qui existent dans le premier site, mais pas dans le deuxième,

c est le nombre d'espèces qui existent dans le deuxième site, mais pas dans le premier.

La diversité (β) totale est partitionnée additivement en deux composantes (β_{sim}) et (β_{nes}) :

$$B_{\text{SOR}} = \beta_{\text{SIM}} + \beta_{\text{SNE}}$$

Où :

β_{SIM} représente la diversité beta de Simpson (β_{SIM}) (turnover)

β_{SNE} représente la nestedness (β_{SNE})

▪ Turnover

Pour décrire le remplacement spatial d'espèces (spatial turnover), on utilise l'indice de dissimilarité de Simpson (β_{SIM}), proposé par Simpson (1943) et repris par Lennon *et al.*, (2001) :

$$\beta_{\text{SIM}} = \frac{\min(b,c)}{a + \min(b,c)}$$

a , b et c sont les mêmes variables définies dans l'indice de Sørensen.

▪ Nestedness

La nestedness (emboîtement) est un patron de distribution d'espèces, elle correspond au fait que les communautés les plus pauvres sont des sous-ensembles des communautés les plus riches (Ulrich *et al.*, 2009; Ulrich et Gotelli, 2007) (Fig 20). Ainsi, dans un tableau de données représentant la présence et l'absence des espèces dans différentes communautés «emboîtées».

La formule de la nestedness est donnée comme suit par Baselga, (2010) :

$$\beta_{\text{SNE}} = \frac{\max(b,c) - \min(b,c)}{2a + \min(b,c) + \max(b,c)} \times \frac{a}{a + \min(b,c)}$$

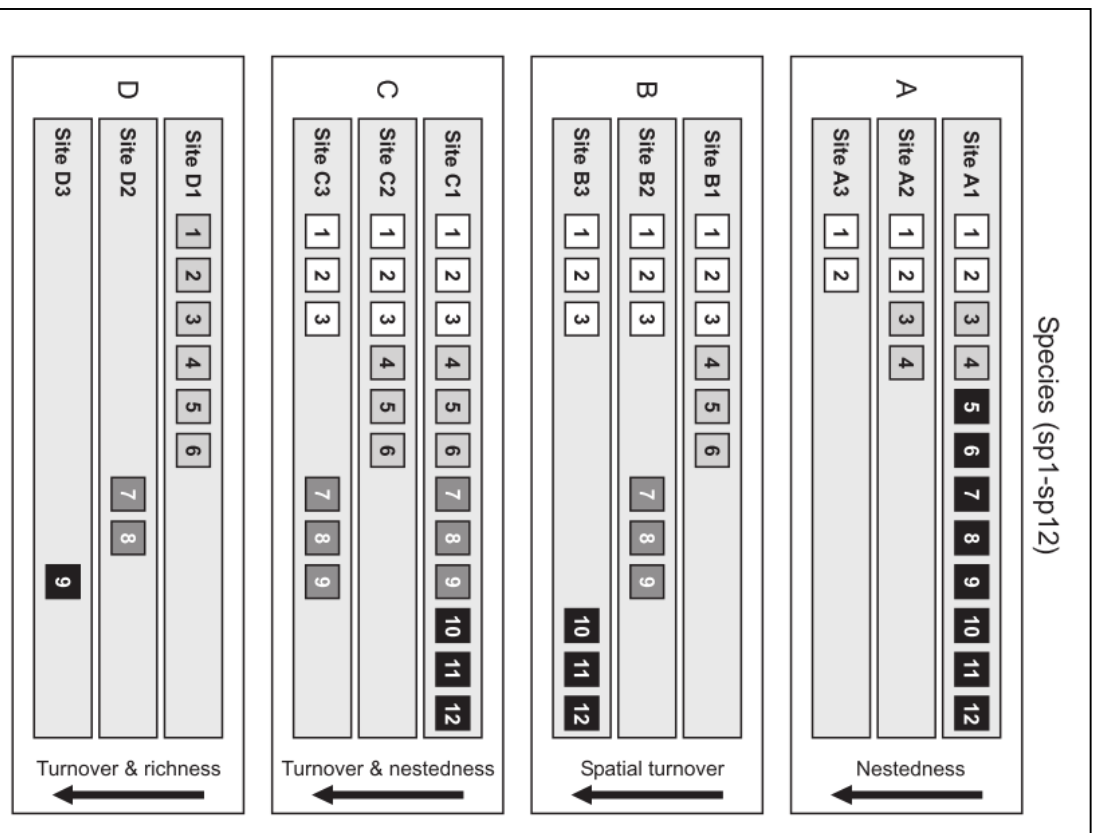


Figure 20 : Turnover et nestedness. Un exemple hypothétique impliquant quatre îles (A-D) et trois sites d'échantillonnage dans chaque. Les Bioties des sites A1-A3 sont complètement imbriqués, parce que les bioties les plus pauvres sont des sous-ensembles des bioties plus riches. Les sites B1-B3 ont la même richesse (six espèces chacun) avec trois espèces communes aux trois sites et trois espèces exclusives à chaque site, indiquant une structure (pattern) de remplacement. Les sites C1-C3 présentent la même structure (pattern), parce que C2 et C3 sont des sous-ensembles de C1 (emboîtement), mais certaines espèces sont remplacées entre C2 et C3, qui ne sont pas des sous-ensembles d'autres sites. Les sites D1-D3 présentent un remplacement d'espèces et ne sont évidemment pas imbriqués, mais présentent des différences de richesse (Baselga, 2010).

Ce phénomène a été largement décrit dans les communautés biologiques, notamment chez les micro-organismes aquatiques (Schneck *et al.*, 2011; Soinininen, 2008). Différentes explications ont été formulées pour ce patron de distribution des présences d'espèces. Elles impliquent principalement une forte influence des dynamiques de colonisation et d'extinction des espèces (Ulrich *et al.*, 2009).

3.2.5.6 La diversité β à plusieurs échelles et décomposition de la diversité

Les fonctions spatiales propres forment une nouvelle famille de méthodes pour l'analyse spatiale multi-échelle de données univariées ou multivariées. Pour l'analyse des communautés d'espèces en écologie, l'analyse peut porter sur des variables-synthèse comme la richesse en espèces à différents sites d'étude ou directement sur les données multi-espèces de composition des communautés.

Pour l'évaluation de la diversité beta à plusieurs échelles, nous avons utilisé le partitionnement multiplicatif de la diversité beta (Jost, 2010, 2007, 2006; Whittaker, 1972). Ceci nous a permis de mesurer la diversité beta générée entre les transects (petite échelle) et entre les sites (grande échelle) dans les sites pâturés et protégés. Cette analyse est effectuée grâce à la fonction « multipart » avec le package (vegan) sous le logiciel R (R Development Core Team, 2016).

Le partitionnement de la diversité peut être soit additif, où la diversité γ est la somme de la diversité (α) et la diversité (β), ou multiplicatif. Où (γ) est le produit de (α) et (β). La mesure s'effectue en calculant les numéros de Hill (Hill, 1973) (q -diversity metrics). Où la diversité alpha (${}^qD_{\alpha}$) à n'importe quel niveau dans la hiérarchie est calculée comme suit:

$${}^qD_{\alpha} = \left[\sum_{i=1}^S \sum p_i^q w_j \right]^{1/(1-q)}$$

Pour toutes les espèces i à S , où p_i est l'abondance proportionnelle de l'espèce i dans l'échantillon (communauté) j , w_j est le poids statistique de l'échantillon (communauté) j (usuellement c'est le nombre d'individus dans la communauté j divisé par le nombre total des individus de la région), et q est un «ordre» déterminant la sensibilité de la mesure de diversité aux espèces communes vs rares (Jost, 2007). La diversité de l'ordre q pour la diversité γ (${}^qD_{\gamma}$) est calculée en regroupant les échantillons:

$${}^qD_{\gamma} = \left[\sum_{i=1}^S \sum p_{ij} w_j^q \right]^{1/(1-q)}$$

La diversité de l'ordre q pour la diversité (β) est calculée comme suit :

$${}^qD_{\beta} = {}^qD_{\gamma} / {}^qD_{\alpha}$$

3.2.6 L'effet du pâturage sur la structure de la communauté végétale

Les conditions de surface du sol (paramètres de recouvrement), ont été estimées par le nombre d'enregistrements de chaque état de la surface du sol et exprimées en pourcentage. Les paramètres mesurés sont : le recouvrement total de la végétation, le recouvrement des plantes annuelle, le recouvrement des pérennes avec *Stipa tenacissima*, le recouvrement des pérennessans Alfa, le recouvrement de l'Alfa, le recouvrement des croûtes biologiques du sol, le recouvrement de la litière, et le recouvrement du sol nu.

▪ Recouvrement total de la végétation

La couvert végétal nous permet d'avoir une idée sur la sante de l'écosystème et ses ressources. C'est un bon indicateur de l'état de l'environnement.

- Recouvrement des plantes annuelle
- Recouvrement des pérennes avec *Stipa tenacissima*
- Recouvrement des pérennes sans Alfa
- Recouvrement total de *Stipa tenacissima*

Comme l'alfa est une espèce dominante dans le paysage steppique, son taux de recouvrement est intéressant dans l'évaluation de l'état de la dégradation de l'écosystème.

▪ Recouvrement des croûtes biologiques du sol

Les croûtes biologiques du sol (BSC) sont une mosaïque complexe de cyanobactéries, algues vertes, lichens, mousses, champignons et de bactéries. Les BSC ont de nombreuses fonctions importantes, y compris la conservation de l'humidité du sol, de réduction de l'érosion des sols (Bowker *et al.*, 2008), la fixation de l'azote atmosphérique (Rychert et Skujiņš, 1974), la séquestration du carbone (Housman *et al.*, 2006), l'installation de semis (Langhans *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2005), et considérés comme des indicateurs de fonctionnement de l'écosystème (Bowker *et al.*, 2008).

▪ Recouvrement de la litière

La litière est la principale source de matière organique (Li *et al.*, 2006), la réduction des apports de litière peut diminuer la teneur en matière organique dans le sol (Le Houérou, 2002), conduisant à la dégradation des sols.

▪ Recouvrement total du sol nu

Le taux de recouvrement du sol nu fournit une information sur la susceptibilité de l'écosystème à être dégradé, et par conséquent le déclenchement du phénomène de la désertification. Il peut être utilisé comme un indicateur de pression de pâturage (Joubert *et al.*, 2014)

3.2.7 Occupation du sol et Etat de changement

Du point de vue de la cartographie et la surveillance des changements du paysage en utilisant des données de télédétection, il existe quatre catégories générales de changements de la végétation: (1) changement brusque, (2) le changement saisonnier, (3) les changements graduels de l'écosystème, et (4) les changements inconséquents à court terme (Vogelmann *et al.*, 2012).

Nous avons effectué une classification supervisée d'images satellitaires entre trois périodes (1984), (2000) et (2014). Après réalisation des trois cartes d'occupation du sol, on a comparé le changement de superficie (occupation du sol) entre les trois cartes. Cette méthode nous a permis d'élaborer un constat concernant la régression ou une progression de l'état de l'environnement. La figure 21 explique l'évaluation du changement.

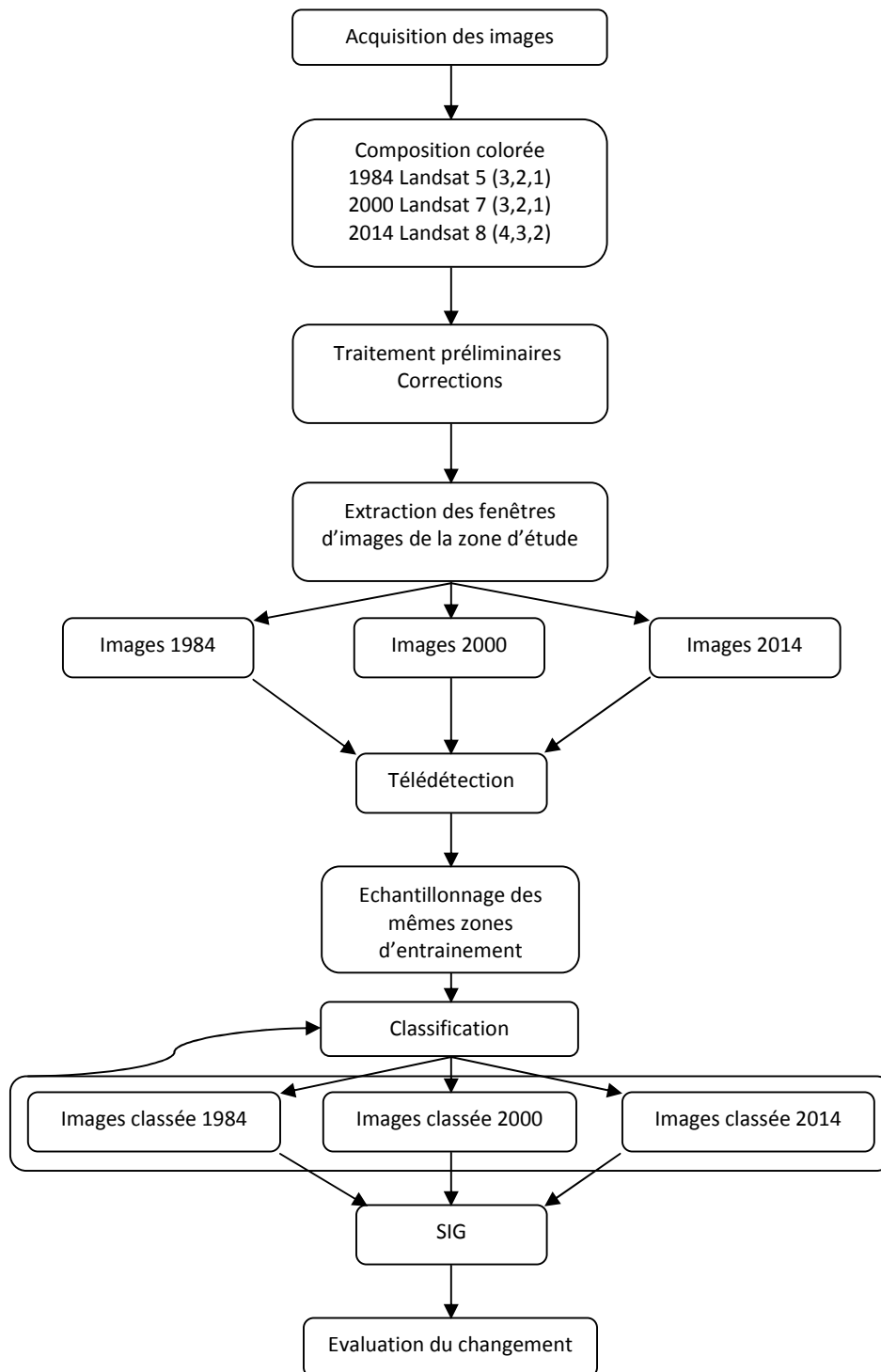


Figure 21 : Organigramme de détection des changements

3.2.7.1 Les données

Les images satellites ont été obtenues à partir de l'USGS (United States Geological Survey). Les données multi-temporelles acquises sont nécessaires pour l'analyse de la détection du changement et permettent de fournir des informations sur la quantité et la possible raison du changement, en particulier dans les conditions arides.

Pour couvrir notre zone d'étude nous avons eu recours à l'utilisation de deux scènes pour chaque date (1984, 2000, et 2014) (Fig 22). On a utilisé les données basées sur les images satellites TM du satellite Landsat 5 pour l'année 1984 avec une résolution spatiale de 30 m. Pour l'année 2000 on a utilisé les images satellites fournies par Landsat 7, avec une résolution spatiale de 30 m. Concernant l'année 2014, nous avons utilisé les images fournies par le satellite Landsat 8. Landsat-8 dispose de 8 bandes multispectrales, avec une résolution spatiale de 30 m.

La démarche suivie consiste à effectuer une classification supervisée pour les trois dates et de faire une comparaison des superficies des différentes classes choisies.

Les images satellites sont acquises dans un état atmosphérique clair, et correspondant à la saison printanière, reflétant le maximum de croissance de la végétation. Les données obtenues sont résumées dans le tableau 08.

Tableau 08: Les scènes obtenues pour les trois dates 1984, 2000 et 2014 (<http://glovis.usgs.gov/>).

Période	Date d'acquisition	Identité de l'image	Satellite	Path/row
Date1/Scène1	18/04/1984	LT51950351984109XXX02	Landsat 5	195/35
Date1/Scène2	18/04/1984	LT51950361984109XXX02	Landsat 5	195/36
Date2/Scène1	22/04/2000	LE71950352000113EDC00	Landsat 7	195/35
Date2/Scène2	22/04/2000	LE71950362000113EDC00	Landsat 7	195/36
Date3/Scène1	21/04/2014	LC81950352014111LGN00	Landsat 8	195/35
Date3/Scène2	21/04/2014	LC81950362014111LGN00	Landsat8	195/36

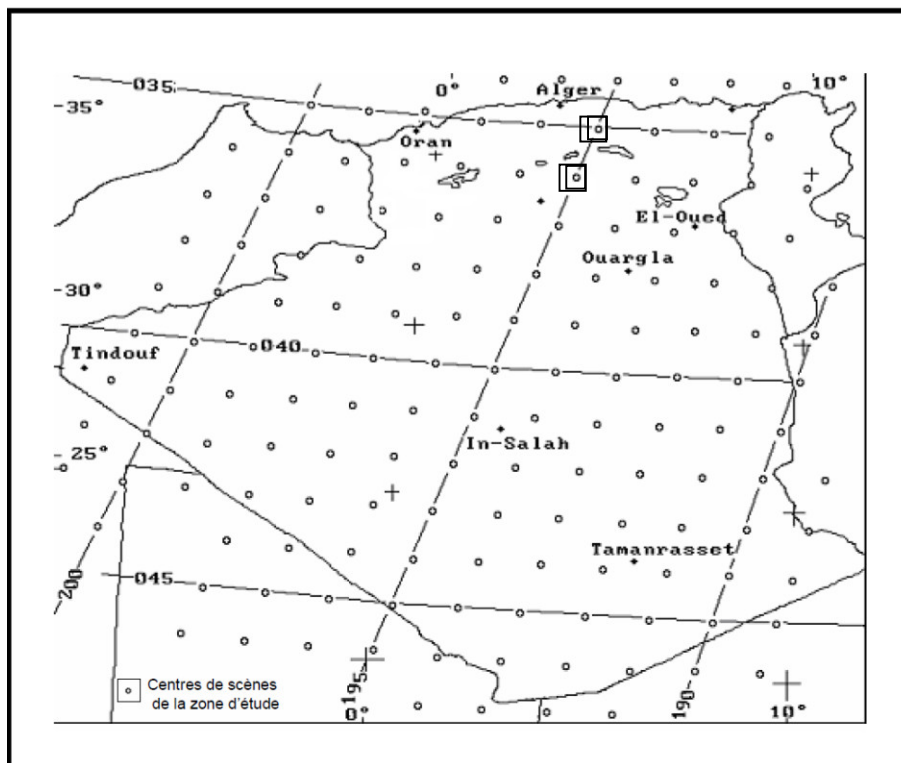


Figure 22 : Les centres de scènes des images Landsat 5, Landsat 7 et 8 pour la région d'étude.

3.2.7.2 Prétraitement des images

Une image satellite est soumise à une série de facteurs qui perturbent la réception et introduisent des erreurs dans l'image. Afin d'améliorer l'aspect radiométrique et géométrique donnant le maximum d'informations, il est important d'effectuer les corrections.

- correction radiométrique : Erreurs des capteurs, qui introduisent des pixels incorrects
- correction géométrique : Erreurs dans le mouvement du satellite ou du mécanisme de réception, qui génèrent des distorsions dans l'image
- correction atmosphérique : Elimination des perturbations dues à la présence de gaz et de poussières dans l'atmosphère, qui modifie les valeurs des pixels

3.2.7.3 Extraction des images

En premier temps nous avons effectué un mosaiquage pour assembler les deux scènes 195/35 et 195/ 36 pour chaque date (1984, 2000 et 2014) (Fig 23). Ce traitement est effectué sous le logiciel ENVI 4.4.

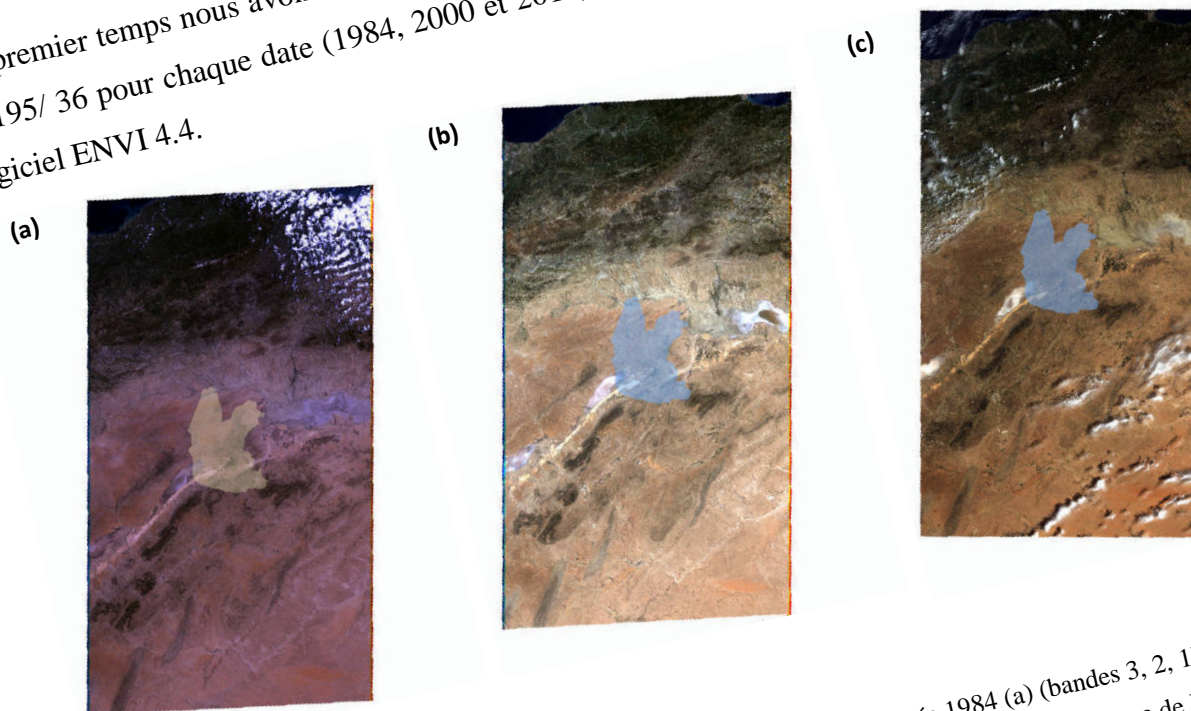


Figure 23 : Mosaïque et composition colorée de l'image Landsat de l'année 1984 (a) (bandes 3, 2, 1), l'image Landsat de l'année 2000 (a) (bandes 3, 2, 1), et composition colorée (bandes 4, 3, 2) de l'image de Landsat de l'année 2014 (c).

Avant d'effectuer la classification des images, nous avons procédé à l'extraction de la partie qui couvre notre zone d'étude. L'extraction des images est faite selon un shipe file couvrant les communes de Aïn El Hadjel, Benzouh, Sidi Ameer, Tamsa, El Hamel correspondant à notre zone d'étude. Cette démarche est réalisée sous le logiciel ENVI 4.4.

3.2.7.4 Traitement d'image néo-canaux

Une image satellite contient plusieurs canaux, correspondant chacun à une région du spectre électromagnétique. Dans certains cas ces canaux correspondent à des sous-régions du spectre visible. En assignant une couleur à un canal, on peut ainsi obtenir une composition colorée, la plus simple consiste à simuler les vraies couleurs.

On peut aussi créer des images en fausses couleurs, puisqu'il y a plus de trois canaux, Ces compositions sont utilisées pour mettre en évidence des éléments dont la réflectance est plus forte dans certains canaux.

3.2.7.5 Classification supervisée

La classification utilisant l'algorithme de maximum de vraisemblance est la technique la plus commune dans la classification supervisée des images satellites. Cette technique utilise des zones dites d'entraînement, ces zones dont on connaît la nature réelle des objets permettent de générer des signatures spectrales caractéristiques de chacune des classes et d'affecter à chaque classe des règles de sélection des pixels. Les zones d'entraînement doivent être les plus homogènes possibles. Les sept zones d'entraînement (classes) retenues dans cette étude sont : Woody vegetation (végétation arborée), Sand (Dunes), Bare soil (Sol nu), Agriculture, Alluvium (Alluvions), Rangeland1 (Parcours dégradés) et Rangeland2 (Parcours moins dégradés). En plus, deux autres classes : Urban (zones urbaines) et Chott, ces deux dernières classes ont été déterminées en utilisant un masque pour chaque classe et n'ont pas été incluses dans la classification.

3.2.7.6 Post-classification et comparaison

Pour valider la classification et sa précision dans une étude de détection du changement, on a utilisé la matrice de confusion (erreurs) et le coefficient de Kappa (Badreldin et Goossens, 2014). La précision globale minimale acceptable du coefficient de Kappa est de 85 % (Thomlinson *et al.*, 1999).

Chapitre 4

Résultats et discussion

4.1 L'effet du pâturage sur la diversité de la communauté végétale

L'étude effectuée nous a permis d'enregistrer 101 espèces, répartie en 27 familles et 81 genres. Les familles les plus importantes enregistrées sont la famille des Asteraceae (26 espèces), les Poaceae (18 espèces) et les Fabaceae (huit espèces) (Fig 24). La plus part des espèces sont des espèces annuelles (62), le reste sont des espèces pérennes (39). La moyenne de la richesse est de l'ordre de 30 espèces par transect avec un minimum de 21 espèces et un maximum de 37 espèces, dans les zones protégées. Par contre les zones pâturées ont compris une moyenne de richesse de 19 espèces par transect (min = 10, max = 26 espèces) (Annexe 2.a). Les espèces les plus abondantes sont : *Stipa tenacissima* avec 33.25 %, *Anacyclus cyrtolepidioides* 11.50 %, *Stipa tortilis* 7.9 %, *Malva egyptiaca* 7.7 %, *Artemisia herba-alba* 5.6 %.

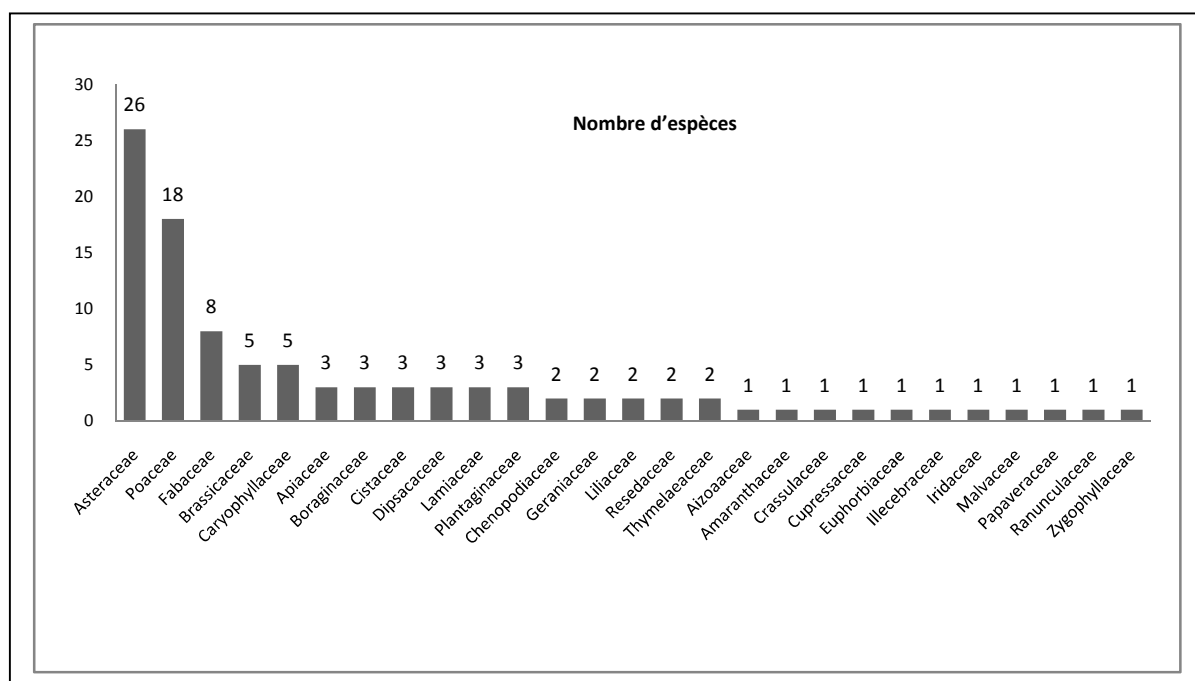


Figure 24: Nombre d'espèces enregistrées pour chaque famille.

4.1.1 La diversité alpha (α) des groupes fonctionnels

Les groupes fonctionnels étudiés se résument en cinq groupes, à savoir: les plantes annuelles à fleurs, les plantes pérennes à fleurs, les graminées annuelles, les graminées pérennes, et les petits arbustes. Concernant les plantes annuelles à fleurs, la richesse en espèces diffère significativement ($p < 0.001$) entre les zones pâturées et protégées. La valeur moyenne de la richesse dans les zones protégées est de 18.26 ± 3.95 espèces, les zones pâturées 8.06 ± 2.73 . L'activité de pâturage a affecté significativement l'indice de Shannon (H) ($p < 0.001$) ainsi que l'indice de Simpson (D) ($p < 0.05$). Par contre, quand à l'équitabilité (E), on n'a pas mentionné une différence significative ($p = 0.464$). Les autres groupes fonctionnels (plantes vivaces à fleurs, graminées annuelles, graminées vivaces et les arbustes), aucune différence significative n'existe entre les deux zones (tableau 09).

Tableau 09: Valeurs moyennes (\pm SD) par rapport aux tests t pour les indices de diversité dans les zones protégées et les zones pâturées.

Groupe fonctionnel	Paramètres	Protégées		Pâturées		Signification
		n	Moyenne	n	Moyenne	
Annuelles à fleurs	S	15	18.26 (3.95)	15	8.06 (2.73)	***
	H	15	1.95 (0.38)	15	1.42 (0.30)	***
	D	15	0.76 (0.11)	15	0.67 (0.09)	*
	E	15	0.67 (0.12)	15	0.70 (0.09)	ns
Pérennes à fleurs	S	15	4.86 (1.95)	15	3.73 (1.57)	ns
	H	15	1.06 (0.33)	14	0.85 (0.31)	*
	D	15	0.55 (0.13)	14	0.47 (0.17)	ns
	E	15	0.71 (0.13)	14	0.64 (0.31)	ns
Graminées annuelles	S	15	2.60 (1.45)	15	2.60 (1.24)	ns
	H	12	0.58 (0.49)	12	0.63 (0.34)	ns
	D	12	0.32 (0.26)	12	0.37 (0.20)	ns
	E	12	0.53 (0.34)	12	0.61 (0.27)	ns
Graminées pérennes	S	15	2.20 (0.67)	15	1.086 (0.74)	ns
	H	13	0.22 (0.19)	10	0.26 (0.23)	ns
	D	13	0.11 (0.15)	10	0.14 (0.15)	ns
	E	13	0.26 (0.25)	10	0.33 (0.30)	ns
Petits arbustes	S	13	2.61 (0.76)	14	2.57 (1.22)	ns
	H	12	0.56 (0.33)	12	0.67 (0.30)	ns
	D	14	0.24 (0.22)	13	0.37 (0.19)	ns
	E	12	0.57 (0.34)	13	0.64 (0.30)	ns

S: Richesse, H: Shannon index, D: Simpson index, E: Equitabilité, les numéros entre parenthèses (SD) indiquent l'écart-type, * significatif à $p < 0.05$; ** significatif à $p < 0.01$; *** significatif à $p < 0.001$; ns non significatif.

Le gradient de pâturage est largement utilisé pour comprendre l'effet du pâturage sur la diversité des espèces végétales et de la structure (Hanke *et al.*, 2014; Metzger *et al.*, 2005; Pueyo *et al.*, 2006). La composition de la communauté végétale dans la zone d'étude est caractérisée par la prédominance des annuelles (thérophytes) (Annexe 2.a), ceci est cohérent avec les résultats de Aidoud *et al.*, (2006), où les thérophytes dominent les parcours steppiques de l'Afrique du Nord.

La diversité ne semble pas être affectée par le pâturage pour toutes les graminées (annuelles et pérennes), les arbustes. Selon James M. *et al.*, (2001) la détection du changement de la diversité est limitée lorsque la diversité des groupes fonctionnels est pauvre. Concernant les plantes pérennes à fleurs, seulement la diversité Shannon était significativement différente ($p < 0.05$) entre les zones protégées et pâturées (tableau 09).

Les espèces annuelles des zones protégées sont plus diversifiées, cela peut être dû à la colonisation des espaces libres entre les parcelles (patches) de végétation. Après la protection (mise en défens), la concurrence pour les ressources est atténuée et il n'y a pas de perturbation par les herbivores, ce qui peut avoir des rétroactions positives sur la santé globale de l'écosystème. De plus, l'espèce dominante *Stipa tenacissima* peut faciliter la mise en place ou bien l'installation d'autres espèces végétales. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Luzuriaga *et al.*, (2012). En outre, les observations sur le terrain ont indiquées la coexistence de nombreuses plantes avec *Stipa tenacissima*. Les interactions facilitatrices de *Stipa tenacissima* ont été rapportées précédemment dans les parcours méditerranéens (Maestre *et al.*, 2003).

4.1.2 La diversité alpha (α) (numéros de Hill)

4.1.2.1 Diversité α pour toutes les plantes

La figure 25, montre que les valeurs des trois indices de diversité sont plus élevées dans les sites protégés (ungrazed), comparativement aux sites pâturés (grazed). Le test t effectué pour la comparaison des moyennes des indices de diversité prenant les deux valeurs de q ($q=0$ et $q=1$), montre qu'il y a des différences significatives de diversité des sites pâturés et celle des sites protégés. Pour $q=0$ la moyenne enregistrée dans les zones protégées est de 30.20 ± 5.84 , et pour les zones pâturées elle est de 18.66 ± 4.98 ($p < 0.001$). Concernant $q=1$ la moyenne est de 9.13 ± 2.15 pour les zones protégées et de 6.67 ± 2.64 pour les zones pâturées ($p < 0.01$). Par contre, lorsque $q=2$ la différence n'était pas significative, ($p = 0.092$) (Fig25).

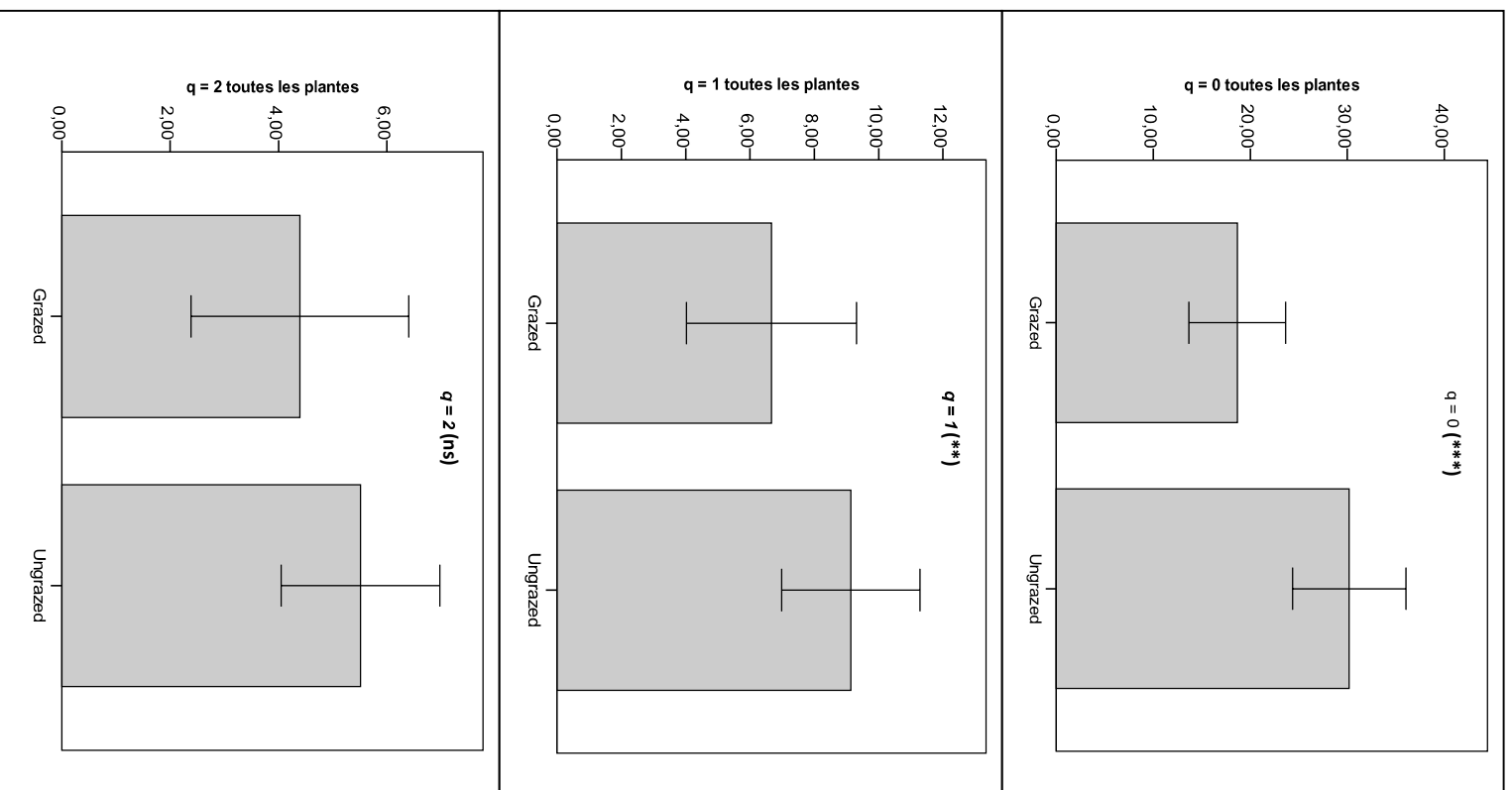


Figure 25 : Diversité α pour toutes les plantes. Indices de diversité (moyennes \pm Ecart type SD) pour toutes les espèces recensées dans les zones pâturées ($n = 15$) (grazed) et protégées ($n = 15$) (ungrazed). $q=0$ représente la richesse (plus de poids aux espèces rares), $q=1$ représente l'exponentiel de l'indice de Shannon (plus de poids aux espèces fréquentes), et $q=2$ représente l'inverse de l'indice de Simpson (plus de poids aux espèces abondantes), * significatif à $p < 0.05$; ** significatif à $p < 0.01$; *** significatif à $p < 0.001$; ns non significatif.

4.1.2.2 Diversité α pour les plantes pérennes

Concernant les plantes pérennes (Fig 26), lorsque $q=0$ on a enregistré une différence non significative entre les zones protégées 9.33 ± 2.43 et les zones pâturées 8.00 ± 2.77 , ($p = 0.173$). Lorsque $q=1$, les zones protégées ont une moyenne de 3.04 ± 1.52 , les zones pâturées ont une moyenne 2.90 ± 1.71 , la différence est non significative ($p = 0.815$). Le même résultat de non signification est enregistré pour $q=2$ ($p = 0.944$). On peut déduire de ces résultats que le pâturage n'affecte pas les espèces pérennes dans notre région d'étude (Fig26).

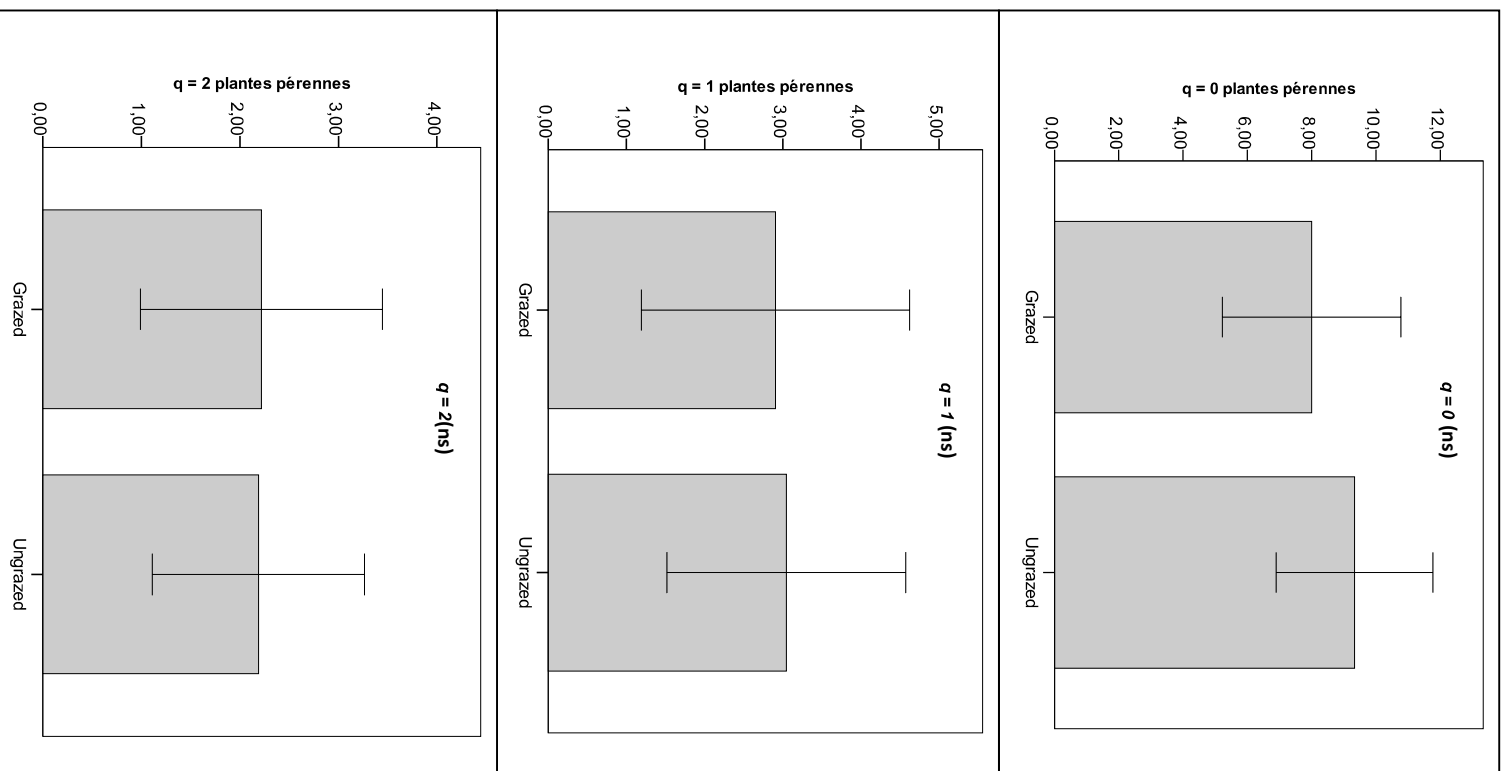


Figure 26 : Diversité α pour les plantes pérennes. Indices de diversité (moyennes \pm Ecart type SD) pour toutes les espèces pérennes dans les zones pâturées ($n = 15$) (grazed) et protégées ($n = 15$) (ungrazed). $q=0$ représente la richesse (plus de poids aux espèces rares), $q=1$ représente l'exponentiel de l'indice de Shannon (plus de poids aux espèces fréquentes), et $q=2$ représente l'inverse de l'indice de Simpson (plus de poids aux espèces abondantes), * significatif à $p < 0.05$; ** significatif à $p < 0.01$; *** significatif à $p < 0.001$; ns non significatif.

4.1.2.3 Diversité α pour les plantes annuelles

Concernant les plantes annuelles, il en ressorte que la richesse ($q=0$) est plus importante dans les sites protégés 20.86 ± 4.71 que dans les sites pâturés 10.66 ± 3.65 , le test t indique une différence significative entre les deux zones ($p < 0.001$). Quand $q=1$, les résultats révèlent l'existence de différences significatives, entre les deux zones ($p < 0.01$), avec une moyenne de 8.00 ± 2.83 dans les zones protégées et 5.42 ± 1.85 dans les zones pâturées. Par contre, lorsque $q=2$, on a observé une différence non significative ($p = 0.155$) (Fig27).

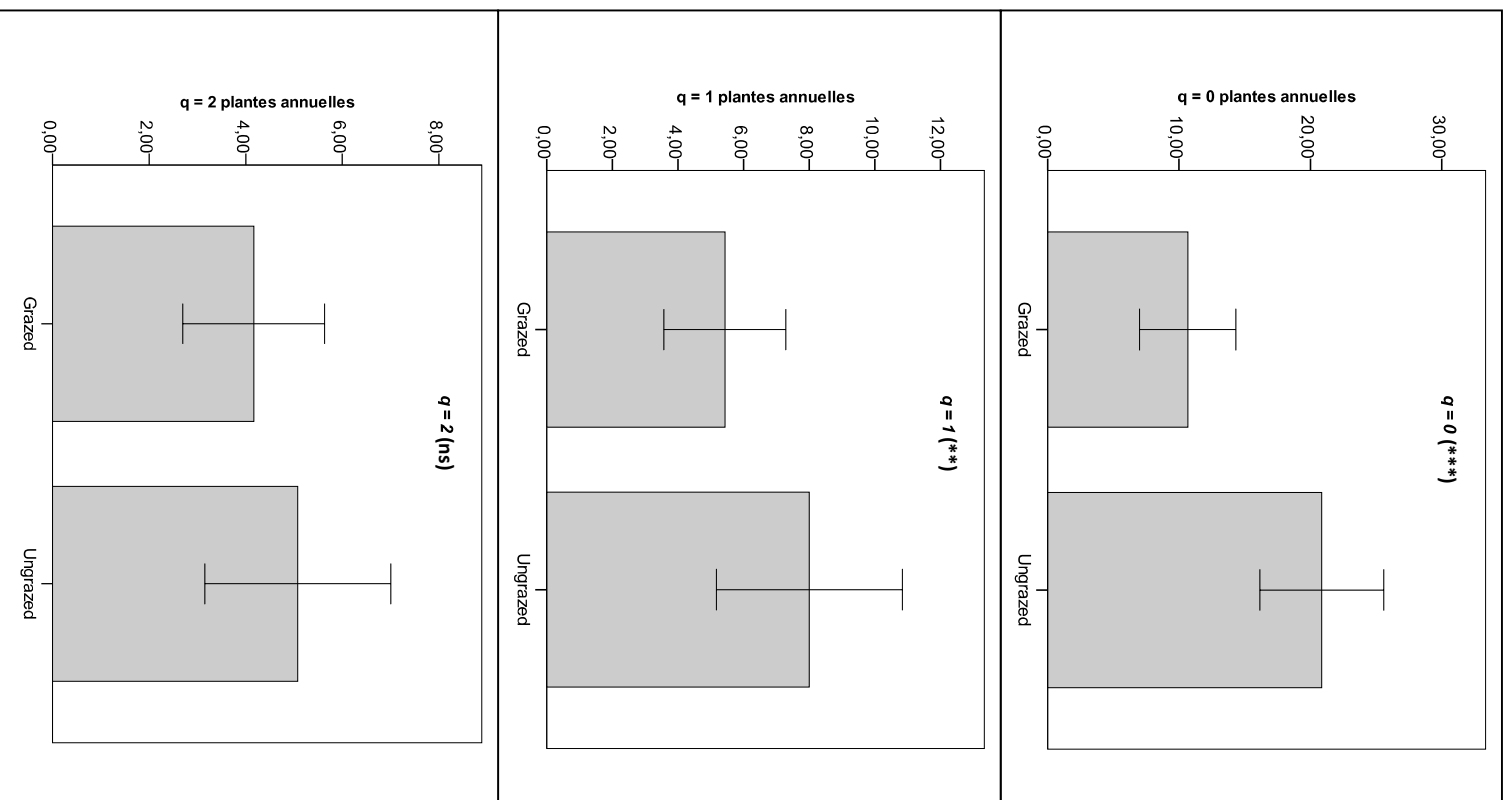


Figure 27 : Diversité α pour les plantes annuelles. Indices de diversité (moyennes \pm Ecart type SD) pour toutes les espèces annuelles dans les zones pâturées ($n=15$) (grazed) et protégées ($n=15$) (ungrazed). $q=0$ représente la richesse (plus de poids aux espèces rares), $q=1$ représente l'exponentiel de l'indice de Shannon (plus de poids aux espèces fréquentes), et $q=2$ représente l'inverse de l'indice de Simpson (plus de poids aux espèces abondantes), * significatif à $p < 0.05$; ** significatif à $p < 0.01$; *** significatif à $p < 0.001$; ns non significatif.

La diversité végétale est un attribut important des écosystèmes steppiques arides. Nous avons constaté que la diversité des espèces végétales a été considérablement réduite dans les sites pâturés. La richesse spécifique a diminué de 30% dans les zones pâturées. Les effets négatifs du pâturage sur la diversité des espèces ont déjà été observés sur d'autres parcours steppiques (Aidoud *et al.*, 2006; Gamoun, 2013; Hirche *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2015). Ces résultats sont en accord avec le modèle d'Olf et Ritchie, (1998), et les résultats de De Bello *et al.*, (2007) où la richesse des espèces végétales tend à diminuer dans les milieux arides sous l'effet du pâturage.

Bien que nous ayons trouvé plus d'espèces pérennes dans les sites non pâturés (34 espèces) par rapport aux sites pâturés (27 espèces), il n'y a pas d'effet significatif du pâturage sur les espèces rares ($q=0$), fréquentes ($q=1$) et abondantes ($q=2$) pour les plantes pérennes. Les espèces pérennes les plus fréquentes sont *Stipa tenacissima*, *Plantago alba*, *Stipa lagascae*, *Artemisia herba-alba*, *Noaea mucronata*, *Herniaria fruticosa*, *Atractylis serratuloides* et *Artemisia campestris*. Ces espèces sont communes entre les sites pâturés et protégés, avec une dominance de *Stipa tenacissima*. *Stipa tenacissima* est reconnue comme résistante aux pâturages (Alados *et al.*, 2003), est abondante dans les sites dégradés de la steppe centrale de l'Algérie. Des conclusions similaires ont été enregistrées à Cabo de Gata-Níjar (Espagne) par (Saiz et Alados, 2012) marquant l'importance de cette espèce dans le paysage steppique.

Selon Le Floch, (2001), les régions méditerranéennes sont exploitées pour leurs ressources pastorales pour environ 10.000 ans, le temps, les différentes méthodes de culture dans ces régions ont façonné les paysages et les ressources qui s'y trouvent. Grâce à la longue histoire du pâturage dans l'Afrique du Nord, on peut supposer que les espèces pérennes enregistrées dans cette étude, sont parmi les espèces très spécialisées et bien adaptées à ces conditions d'environnement sévères (aridité) et perturbation continue par le pâturage.

Concernant les espèces annuelles, les résultats indiquent qu'il ya plus d'espèces annuelles dans les sites protégés que ceux pâturés. Ces résultats ne sont pas en concordance avec ceux de (Rutherford et Powrie, 2013) où le pâturage favorise les espèces annuelles. Les résultats enregistrés ne sont pas cohérents avec ceux de (Slimani et Aidoud, 2004), indiquant que les espèces éphémères étaient relativement plus abondantes en dehors des zones protégées. Aidoud *et al.*, (2006) indiquent que la composition de la steppe d'Afrique du Nord est déterminée par les plantes annuelles, avec une minorité d'espèces pérennes.

Dans notre régions d'étude, l'activité du pâturage a affecté les espèces annuelles rares et fréquentes, cela indique que les herbivores ont imposé un pâturage sélectif (Gamoun, 2013), en consommant les espèces appréciées. Comparés à d'autres travaux, une étude récente en Mongolie intérieure a indiqué que le pâturage réduit la richesse globale des espèces, surtout pour les espèces plus rares qui sont plus appréciées, et très consommées par les animaux (Li *et al.*, 2015). Toutefois, la protection contre le pâturage (mise en défens ou mise en repos) a amélioré la richesse des plantes annuelles, et beaucoup d'entre elles sont des espèces appréciées par les herbivores (*Scorzonera undulata*, *Avenabarbata*, *Pseuderucariateretifolia*, *Medicagolaciniata*, *Lolium rigidum*, *Avenasterilis*, *Medicago minima*, *Hippocrepismultisiliquosa*).

Certaines espèces caractérisant les zones dégradées (*Atractylis serratuloides*, *Noaeamucronata* et *Peganum harmala*, *Centaurea* sp) (Hirche *et al.*, 2011; Le Houérou, 1995; Slimani *et al.*, 2010) ont été observées dans les zones protégées (Annexe 2.a). En effet, les zones protégées sont définies comme des mises en défens pendant 3 à 4 années, après cette période, les aires protégées sont ouvertes au pâturage, selon un décret officiel par les autorités administratives. La durée de la saison de pâturage est de 3 mois, débutant en Avril. Selon les conditions pluviométriques et après une évaluation de la productivité des parcours faite par le Haut-commissariat au Développement de la Steppe (HCDS), une autre saison peut être déclarée en automne (Saidi et Gintzburger, 2013). L'existence des espèces citées avant dans les sites protégés nous amènent à conclure que ces sites protégés sont pâturés récemment, ou ils ne sont pas protégés pendant une longue période. Même après l'ouverture des aires protégées, les herbivores consomment les espèces les plus appréciées (Le Floch, 2001). En plus, Le Houérou, (1995) a souligné ces espèces comme des espèces envahissantes, délaissées par le bétail, reconnues comme rudérales, et certaines d'entre elles sont toxiques comme par exemple *Peganum harmala*. Aussi, ces espèces appartiennent aux plantes à stratégie « r », qui produisent beaucoup de graines, ce qui facilite la colonisation rapides des milieux, et leurs banques de graines persistent dans le sol.

4.1.3 Analyse de similarité et de la diversité β globale

L'analyse de similarité (ANOSIM) a indiqué une différence significative ($p < 0.001$) de composition floristique entre les zones pâturées et les zones protégées, avec une valeur de $R = 0.45$. Cette différence présentée dans le graphique déterminé par le NMDS (Fig 28), dont la valeur du stress est de l'ordre de 0.22, illustre une séparation claire entre les deux habitats, avec un chevauchement tellement relatif comprenant deux sites.

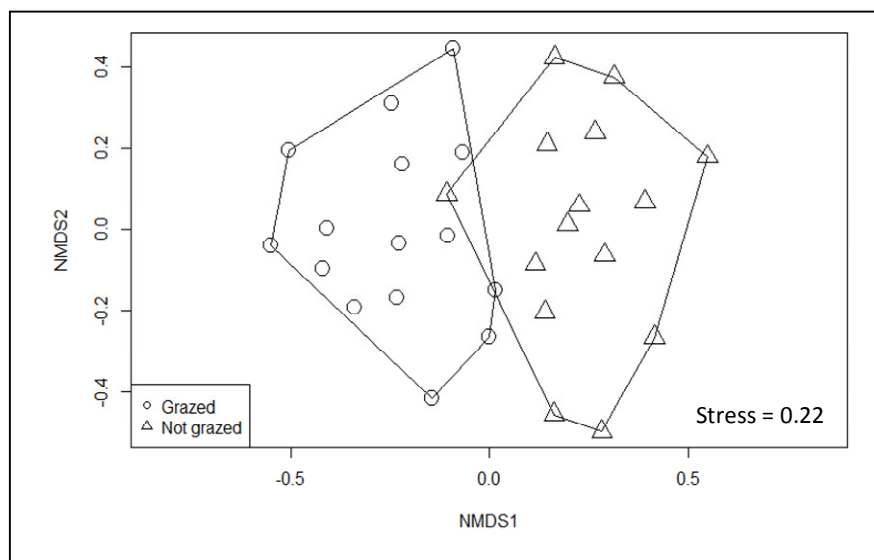


Figure 28 : Ordination NMDS basée sur les similarités Bray-Curtis pour les sites pâturés et protégés, chaque symbole représente un transect. Valeur du stress final = 0.22.

Les résultats montrent que la diversité beta issue entre les sites pâturés et protégés contribue largement au total de la diversité ($\beta_{SOR} = 0.54$) (Tableau 10). Le partitionnement additif de la diversité beta nous indique que 74.11% de dissimilarité compositionnelle est le produit de remplacement des espèces (turnover) et le reste 25.89% est le résultat de la nestedness. Donc une très grande partie de la diversité beta totale est due au remplacement des espèces.

Tableau 10 : Partitionnement additive de la diversité beta totale générée des sites pâturés et protégés (β_{SOR}) en deux composantes : spatial turnover (β_{SIM}) et nestedness (β_{SNE}).

β_{SIM}	β_{SNE}	β_{SOR}
0.4019708	0.1403791	0.5423499
74.11 %	25.88 %	

β_{SIM} : la valeur de la composante turnover, mesurée comme l'indice de dissimilarité de Simpson; β_{SNE} : la valeur de la composante nestedness, mesurée comme une fraction résultante de la dissimilarité de Sorensen; β_{SOR} : la valeur de la diversité beta totale, mesurée comme l'indice de dissimilarité de Sorensen.

Notre communauté étudiée est caractérisée par un taux élevé de turnover ($\beta_{\text{SOR}} = 0.54$), autrement dit, il y a une substitution des espèces qui existent dans un site par d'autres espèces. L'activité des herbivores a remarquablement affecté la composition des sites. La plus grande part de divergence compositionnelle est due au remplacement d'espèce (74.11 %) qu'à la nestedness (25.88 %). Le NMDS montre une séparation très claire entre les sites protégés et les sites pâturés, ce qui concorde avec l'analyse de similarité l'ANOSIM. Les deux transects chevauchant entre les deux zones peuvent être dû à la composition spécifique de chaque transect, et à la position de ces transects dans des zones de transition entre la mise en défens et les parcours libres.

Les changements observés dans la composition des espèces représentent une réponse aux changements continus des conditions du milieu, y compris l'activité de perturbation par le pâturage. Cela peut avoir des effets négatifs sur la conservation de la biodiversité, surtout dans des conditions d'aridité. Ces résultats indiquent que le pâturage par les ovins et caprins dans les steppes centrales d'Algérie, affecte la richesse spécifique et la composition à la fois, et cette activité de pâturage joue un rôle déterminant dans le façonnement des communautés végétales steppiques en consommant les espèces plus palatables et nutritives, et par conséquent la réduction de leur abondance. En même temps, cette activité donne plus d'avantage pour les plantes moins appréciées d'être plus compétitives et reproductives (Milton, 1994; Tarhouni *et al.*, 2010).

4.1.4 La diversité β à plusieurs échelles, partitionnement de la diversité

L'analyse de la diversité beta à plusieurs échelles spatiales (Tableau 11) nous indique que les valeurs de la diversité beta ($q=0$, $q=1$, et $q=2$) entre les transects (petite échelle) sont plus grandes dans les habitats pâturés que les habitats protégés. Celles entre les sites (grande échelle), les valeurs sont faibles dans les sites pâturés comparés aux sites protégés. L'exception est faite pour la valeur ($q=0$), où on a enregistré que la diversité beta est plus grande dans les sites pâturés que les sites protégés. Globalement, les valeurs de la diversité beta diminuent avec la croissance des valeurs de q . Les mesures de la diversité beta entre les transects et entre les sites exprimées par les valeurs de q sont plus grandes que celles attendues.

Tableau11 : Comparaison des diversités beta (entre transects “beta transects” et entre sites “beta sites”) entre les habitats protégés et pâturés dans les steppes du Hodna.

	$q=0$		$q=1$		$q=2$	
	Beta transects	Beta sites	Beta transects	Beta sites	Beta transects	Beta sites
Pâturé	1.68 (1.22)	1.98 (1.43)	1.23 (1.18)	1.40 (1.37)	1.18 (1.18)	1.10 (1.10)
Protégé	1.66 (1.20)	1.88 (1.45)	1.15 (1.10)	1.49 (1.46)	1.04 (1.04)	1.31 (1.31)

La diversité est mesurée en utilisant les numéros de Hill (qD), avec $q=0$ (toutes les espèces ont le même poids), $q=1$ (plus de poids est donné pour les espèces fréquentes), et $q=2$ (plus de poids est donné aux espèces plus dominantes). Les déviations (erreurs) des distributions nulles (numéros entre parenthèses) sont exprimées par la division des valeurs observées par les valeurs attendues.

L'analyse des modèles de diversité à plusieurs échelles spatiales montre que le pâturage a augmenté la divergence de composition à petites échelles, cependant, il a diminué la diversité beta à grandes échelles (homogénéisation de la diversité). Les valeurs élevées de bêta diversité à petites échelles (entre transects), suivent l'hypothèse de Olf et Ritchie (1998), qui stipule que le pâturage à petite échelle améliore la diversité des espèces. Ces valeurs élevées de la diversité bêta peuvent être attribués aux interactions plante-sol (Adler *et al.*, 2001) et à la variabilité spatiale des ressources du sol (Golodets *et al.*, 2011).

À grandes échelles, le pâturage réduit la divergence de composition et contribue à l'homogénéité dans la végétation. Des résultats similaires ont été enregistrés dans les écosystèmes méditerranéens secs de la Tunisie (Jauffret, 2001) et d'autres écosystèmes semi-arides de la Méditerranée (Alados *et al.*, 2004, 2003), où la végétation devient plus homogène en raison des facteurs de détérioration.

La protection contre le pâturage augmente la composante bêta de l'exponentielle de la diversité de Shannon ($q=1$) et de la diversité de Simpson ($q=2$) à grandes échelles (entre sites). Cela peut être attribué à la variabilité spatiale des ressources fournissant différentes parcelles d'habitat (nappes), qui peuvent diminuer les interactions concurrentielles négatives et favorisent la création des associations entre les espèces végétales (Dorrough *et al.*, 2007). Ces résultats ne concordent pas avec ceux de Golodets *et al.*, (2011), montrant que le pâturage diminue la composante beta de la diversité Simpson et favorise l'hétérogénéité dans la végétation.

Les diversités beta exprimées par la richesse des espèces ($q=0$), l'exponentielle de l'entropie de Shannon ($q=1$), et l'inverse de la concentration Simpson ($q=2$) pour tous les niveaux

(transects et sites) et pour les deux traitements sont significativement différents des valeurs attendues. Ce qui signifie que la principale différence entre les assemblages, est indépendante de la pondération de l'abondance des espèces. Autrement dit, les espèces végétales ne sont pas distribués au hasard entre les échelles et à l'intérieur des échelles, ce qui reflète une agrégation intraspécifique (Crist *et al.*, 2003).

Les espèces rares ($q=0$) ont exprimé les valeurs les plus élevées de la diversité bêta par rapport aux espèces communes ($q=1$) et dominantes ($q=2$). Cela a été plus prononcé à grande échelle (entre sites), en particulier dans les zones pâturées. Ces résultats soulignent l'importance d'hétérogénéité des espèces rares et leur grande contribution à la composition de la communauté (tableau 11). Les 10 % de la fréquence totale des espèces obtenues, sont représentées par 82 espèces considérées comme rares (annexe 2.a).

Cette analyse a révélé que le changement le plus important dans la composition de la communauté végétale a été observé entre les sites (grande échelle). Cette constatation suggère que l'échelle appropriée auquel les stratégies de conservation devraient être concentrées c'est à grande échelle. En effet, plus de la moitié de la diversité totale des espèces de plantes est due au remplacement (turnover 74.11 %) des espèces entre les sites, ce qui indique que la grande échelle a un effet déterminant sur la composition des communautés végétales dans les parcours steppiques centrales d'Algérie. Ce remplacement spatial élevé reflète une forte hétérogénéité. Par conséquent, les stratégies de conservation pour la mise en valeur de la diversité des espèces devraient être appliquées pour un grand nombre de sites. Cette observation met en évidence la particularité des écosystèmes arides méditerranéens, avec leur complexité spécifique induite par de nombreux facteurs tels, le changement climatique, les activités humaines, les systèmes de pâturage et les politiques de gestion.

4.2 L'effet du pâturage sur la structure de la communauté végétale

Le tableau 12 représente les résultats concernant la structure de la communauté végétale. Lerecouvrement des espèces annuelles est de 272.73 ± 107.44 dans les habitats protégés, l'équivalent de 27.27% d'erecouvrement total, alors que dans les habitats pâturés, il est de 133.66 ± 62.08 représentant 13.37% d'erecouvrement total ($p < 0.001$). Lerecouvrement des vivaces (pérennes), ne diffère pas entre les deux traitements ($p = 0.952$), représentant 23,43% du couvert total pour les zones protégées et 23,59% pour les zones pâturées. On a observé une différence non significative des pérennes sans *Stipa t*, ($p = 0.809$), avec unerecouvrement 7,97% dans les habitats protégés et 8,63% dans les pâturées. Lerecouvrement de *Stipa tenacissima* est 15,38% dans les zones protégées par rapport à 15,04% dans les zones pâturées, pas de différence significative entre les deux traitements ($p = 0.649$). La différence de recouvrement des croûtes biologiques du sol (BSC) étaient significatives ($p < 0.01$). Pour lerecouvrement de la litière, le test t n'a pas été significatif ($p = 0.939$). Et pour lerecouvrement du sol nu le résultat a indiqué des différences significatives ($p < 0.000$). Le recouvrement végétal total a changé de façon significative entre les deux traitements ($p = 0.001$), avec 50,69% dans les zones protégées et 36,95% dans les zones pâturées (Tableau 12).

Tableau 12: Valeurs moyennes (\pm SD) par rapport aux tests t pour les paramètres de recouvrement du sol dans les zones protégées et les zones pâturées.

Paramètres de Couverture	Protégées		Pâturées		Signification
	n	Moyenne	n	Moyenne	
Annuelles	15	272.73 (107.44)	15	133.66 (62.08)	***
Pérennes	15	234.33 (80.64)	15	235.86 (53.81)	ns
Pérennes sans <i>Stipa t</i>	15	79.73 (62.51)	15	86.26 (82.46)	ns
<i>Stipa t</i>	15	165.80 (65.42)	15	154.40 (70.10)	ns
Litière	15	35.73 (21.71)	15	36.40 (25.54)	ns
BSCs	13	79.38 (58.84)	07	6.71 (4.07)	**
Végétation totale	15	507.06 (64.96)	15	369.53 (93.09)	***
Sol nu	15	389.60 (97.07)	15	591.93 (98.93)	***

Les numéros entre parenthèses (SD) indiquent l'écart type, * significatif à $p < 0.05$; ** significatif à $p < 0.01$; *** significatif à $p < 0.001$; ns non significatif.

L'importance de la couverture végétale ne réside pas seulement dans la protection du sol contre l'érosion éolienne et hydrique, mais aussi, en tant que source de matière organique pour maintenir les niveaux essentiels de nutriments pour la croissance des plantes (Maestre et Cortina, 2004). La structure du sol est également maintenue par les racines des plantes diverses. Les résultats obtenus montrent que la couverture totale de la végétation était plus élevée dans les zones protégées par rapport à celles pâturées, ce qui est cohérent avec les conclusions de Hirche *et al.*, (2011) qui ont travaillé sur les steppes algériennes. En séparant la couverture totale de la végétation en couverture pérenne et couverture annuelle, seule la couverture des espèces annuelles a montré une différence significative. La couverture des espèces annuelles a contribué largement à la couverture totale de la végétation dans les zones protégées. Cette constatation souligne l'importance des espèces annuelles dans la composition des communautés végétales des parcours steppiques arides de l'Algérie. Cela donne à penser que la couverture des annuelles peut être un bon indicateur pour la surveillance de la santé de la végétation et les caractéristiques générales de l'écosystème. Ce résultat n'est pas en concordance avec ceux de Hirche *et al.*, (2011), indiquant que les plantes annuelles ne sont pas utiles en tant que composant structurel.

Nos résultats ont montré un taux de couverture végétale pérenne de 23 % dans les zones pâturées et protégées, ce qui est légèrement différent du seuil de 20 % indiquant les conditions d'une steppe dégradée. Selon Le Houérou, (1995), les parcours steppiques légèrement dégradés représentent 20 à 40% de la couverture végétale pérenne, et 15 à 25% de la couverture de la végétation annuelle représentent les parcours steppiques en bon état dynamique. La couverture de *Stipa tenacissima* a grandement contribué à la couverture végétale pérenne totale dans les zones protégées avec 65 %, et 63 % dans les habitats pâturés, et n'a pas montré de différences significatives entre les deux traitements. Effectivement, *Stipa tenacissima* est considérée comme l'espèce la plus remarquable du paysage nord-africain des Hautes Plaines (Aidoud, 1996; Kaabeche, 1996). Nous pouvons suggérer que la mise en défens n'a pas favorisé le développement des plantes pérennes. Selon Le Houérou, (2002), l'installation des plantes vivaces (pérennes) est cruciale pour la remontée biologique. D'autres études sur les parcours steppiques de l'Algérie (e.g. Aidoud et Touffet 1996; Salemkour *et al.*, 2016) ont indiqué que la mise en défens a augmenté la couverture végétale des plantes pérennes.

Les résultats du tableau 12 indiquent que la mise en défensa un effet positif sur le recouvrement des BSC, tandis que l'activité pastorale réduit le recouvrement des BSC. La couverture de BSC était significativement différente entre les zones pâturées et protégées. Ces résultats concordent avec des études précédentes, montrant que la couverture de BSC a été réduite sous l'effet de l'activité de pâturage y compris le piétinement (Gomez *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2009).

Concernant la litière, les résultats ont montré qu'il n'y a pas de différences significatives de recouvrement entre les deux traitements. Nous attendions à ce que la protection contre le pâturage va augmenter les apport en litière, car la végétation dense peut former des petit obstacles qui permettent le piégeage de la litière (Linstädter Anja, 2012). Il semble que la couverture de la litière est maintenue à un niveau constant, même après la mise en défens.

Le taux de recouvrement du sol nu était plus élevé dans les zones du pâturage libre par rapport aux aires protégées. Nos résultats sont cohérents avec ceux de (Alhamad *et al.*, 2008; Alrababah *et al.*, 2007). Le taux de recouvrement du sol nu important peut avoir un effet direct sur l'érosion éolienne (D'Odorico *et al.*, 2012), et pourrait être considéré comme un processus de dégradation (Verón et Paruelo, 2010). D'une manière générale, la structure de la communauté végétale se trouve sensible à l'activité de pâturage, ce qui est cohérent avec les résultats de Pueyo *et al.*, (2006).

4.3 Utilisation de la télédétection pour le suivi du changement d'occupation du sol

4.3.1 La photo-interprétation des images

4.3.1.1 Pour l'année 1984

Les parcours steppiques occupent la plus grande partie de la zone d'étude, la partie nord et nord-ouest est caractérisée par des parcours dégradés, tandis que la partie sud avec une couleur plus sombre est caractérisée par des parcours qu'on qualifie de parcours plus au moins denses. Dans l'extrême sud-est c'est l'extension du Djebel Fernan à plus de 1600 m, caractérisé par une végétation forestière, avec une association de pin d'Alep et de chêne vert, est on trouve aussi l'alfa en altitude. La vallée de l'Oued Maitar constitue un couloir pour les mouvements éoliens sableux. La partie ouest au centre est caractérisée par la présence de dunes vives au sud du Chott Cherghi(Fig29).

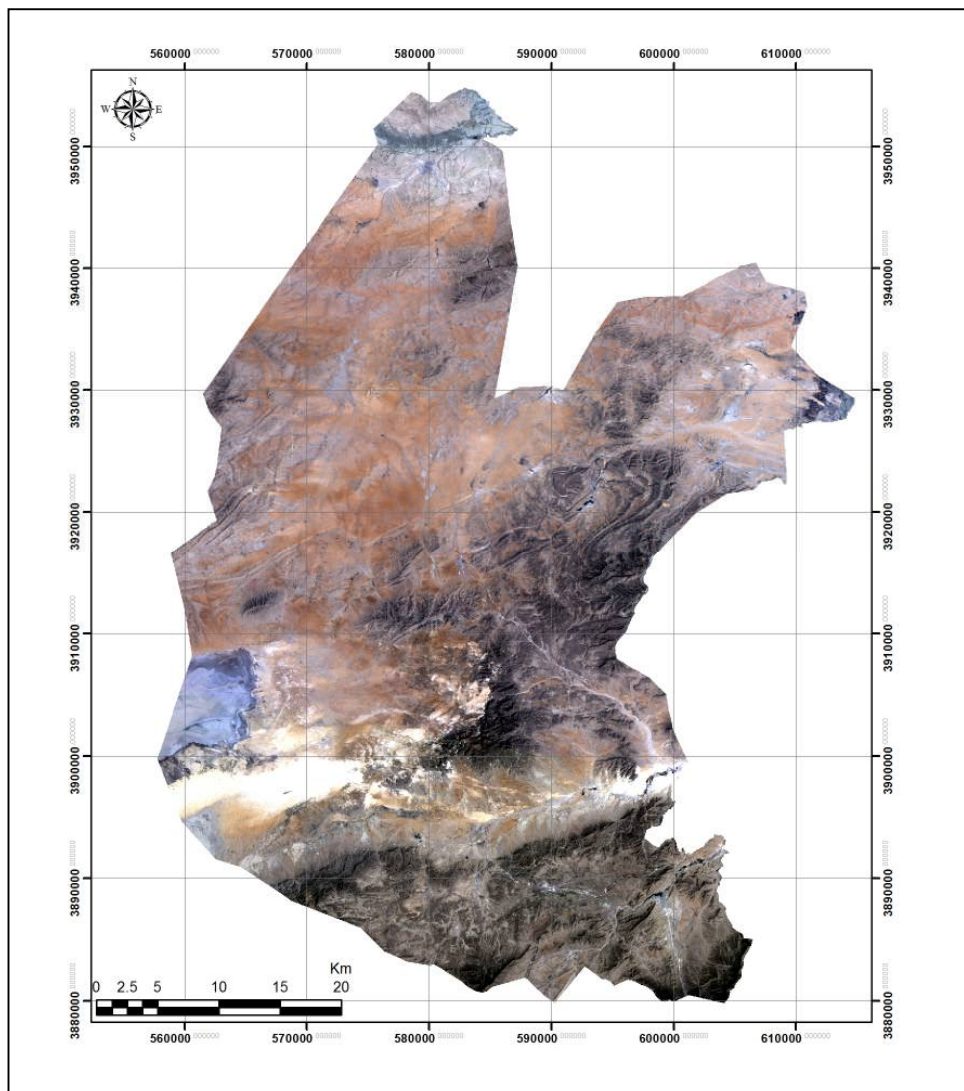


Figure 29 : Composition colorée de l'image Landsat 5 de l'année 1984

4.3.1.2 Pour l'année 2000

L'occupation des terres est dominée par les parcours steppiques, tout en constatant une augmentation des superficies d'agriculture surtout dans les zones des oueds ou ravins où les conditions favorables (accumulation des nutriments et une capacité de rétention de l'eau plus importante) (Fig 30).

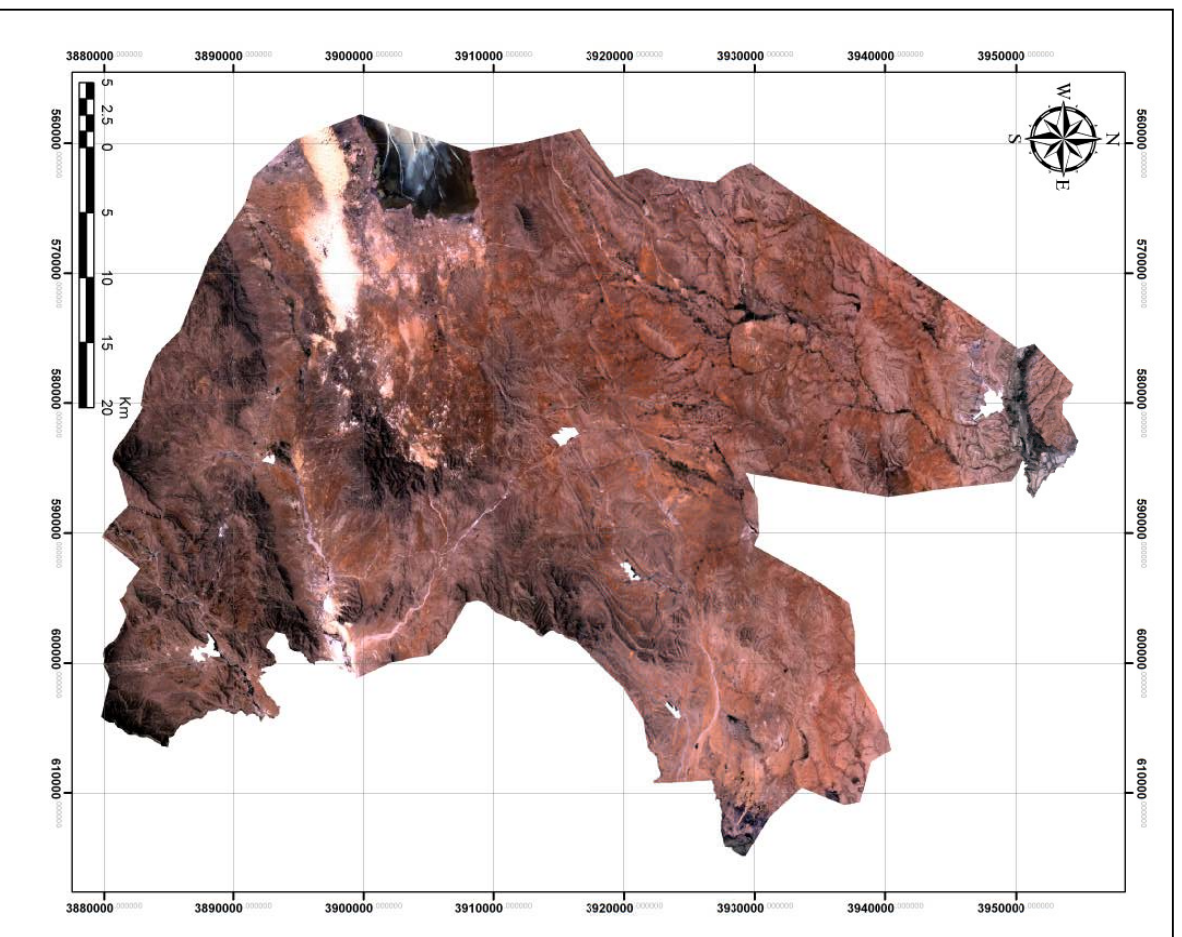


Figure 30 : Composition colorée de l'image Landsat 7 de l'année 2000

4.3.1.3 Pour l'année 2014

Dans cette image on distingue une augmentation des superficies des agglomérations, au nord la ville d'Ain Lahjel qui représente la plus grande agglomération dans la région d'étude, au centre la ville de Sidi Amer et au sud-est la ville d'El Hamel. Tout en constatant l'émergence des espaces agricoles au sud de la région d'étude (taches noires), ces cultures suivent la direction de l'Oued Maitar. Dans la partie nord une culture alluviale est installée profitant des apports de l'Oued L'Hem (Fig 31).

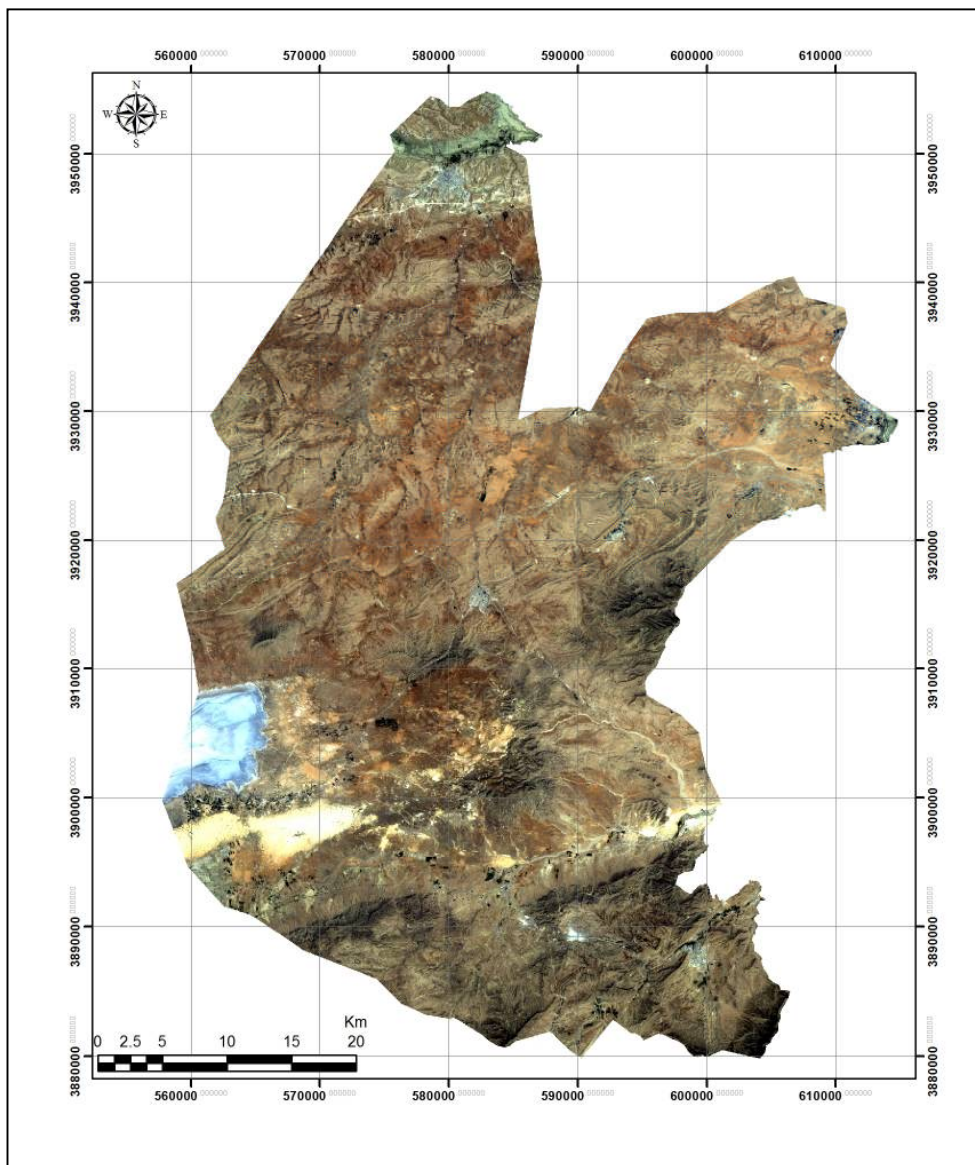


Figure 31 : Composition colorée de l'image Landsat 8 de l'année 2014

4.3.2 L'occupation du sol

4.3.2.1 La carte d'occupation du sol de l'année 1984

La carte d'occupation du sol de l'année 1984 (Fig 32) réalisée à partir des images satellites nous indique que 68% de la superficie totale de la région d'étude est constitué par des parcours, où les parcours non dégradés (Rangeland1) occupent une superficie de 68 736 ha, ce qui est équivalent à 28% de la superficie totale. Ces chiffres nous indiquent bien le caractère pastoral de la région d'étude. Concernant les autres classes elles n'occupent pas une grande superficie. L'agriculture occupe une superficie équivalente à 0.42% de 1 004 ha, et elle est concentrée dans la partie nord de la région d'étude près de l'Oued El Ham où l'eau est abondante. La précision globale est de 97.21% (Tableau 13). Les résultats de validation sont donnés dans l'annexe 3.a.

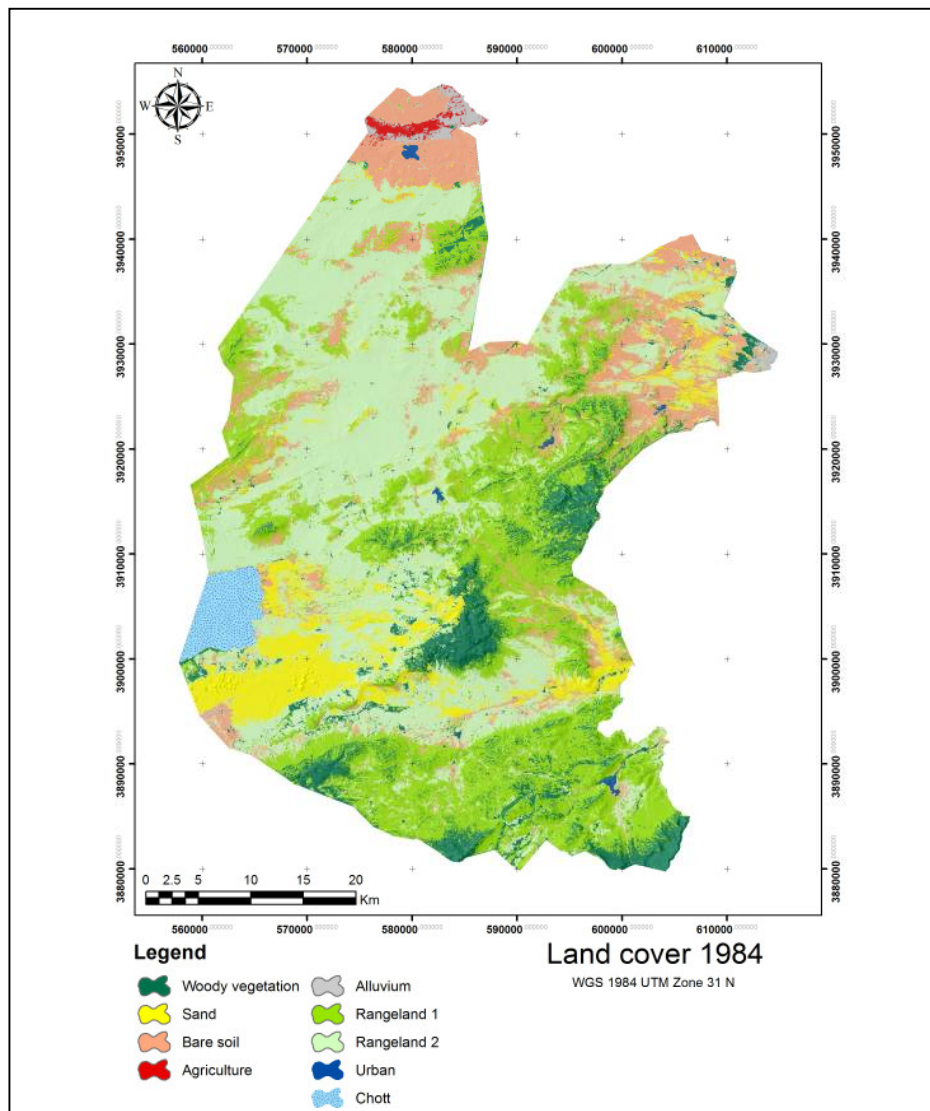


Figure 32 : La carte d'occupation du sol pour l'année 1984 (WGS 1984- UTM Zone 31N)

Tableau 13 : Superficies des différentes classes pour l'année 1984 de la zone d'étude

Classes	Superficie m²	Superficie Ha	%
Végétation arborée	217 462 500	21 746.25	8.99
Dunes	202 760 100	20 276.01	8.39
Sol nu	306 343 800	30 634.38	12.67
Agriculture	10 042 200	1 004.22	0.42
Alluvions	20 016 000	2 001.60	0.83
Parcours moins dégradés	687 360 600	68 736.06	28.43
Parcours dégradés	968 781 600	96 878.16	40.07
Zone urbaines	294 624	29.46	0.01
Chott	4 565 997	456.60	0.19

4.3.2.2 La carte d'occupation du sol de l'année 2000

La carte d'occupation du sol pour l'année 2000 (Fig 33) nous indique que les parcours représentent 76% de la superficie totale de la région d'étude, mais c'est les parcours dégradés (Rangeland2) qui occupent une superficie importante de 123 935 ha, l'équivalent de 51% de la superficie totale. Dans cette année on remarque une augmentation de la superficie de l'agriculture à 2.64% de la superficie totale. La précision globale est de 93.73% (Tableau 14). Les résultats de validation sont donnés dans l'annexe 3.b.

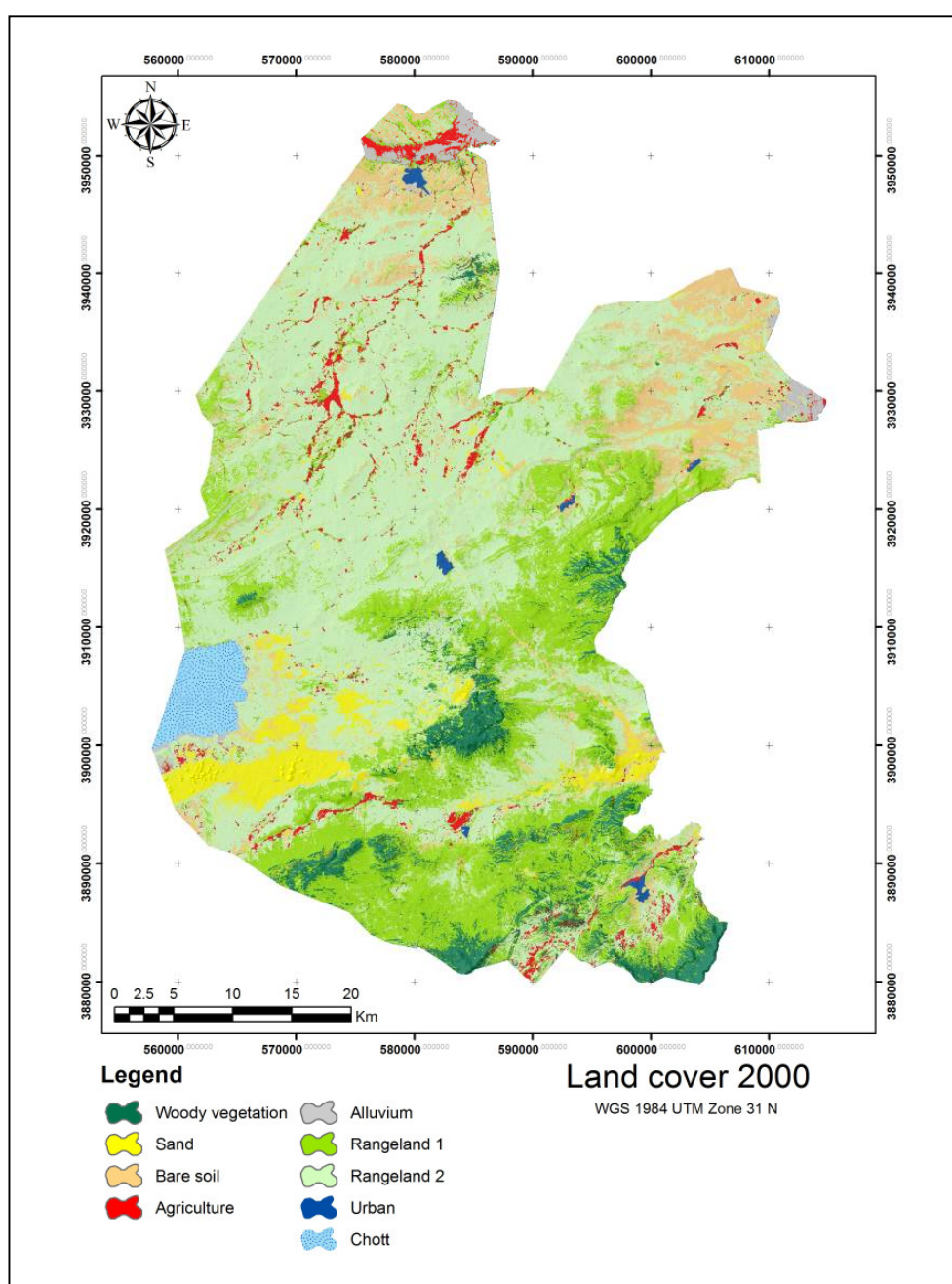


Figure 33 : La carte d'occupation du sol pour l'année 2000 (WGS 1984- UTM Zone 31N)

Tableau 14 : Superficies des différentes classes pour l'année 2000 de la zone d'étude

Classes	Superficie m²	Superficie Ha	%
Végétation arborée	144 757 800	14 475.78	5.99
Dunes	111 352 500	11 135.25	4.61
Sol nu	213 046 200	21 304.62	8.81
Agriculture	63 764 100	6 376.41	2.64
Alluvions	30 166 200	3 016.62	1.25
Parcours moins dégradés	607 424 400	60 742.44	25.12
Parcours dégradés	1 239 358 500	123 935.85	51.26
Zone urbaines	3 189 042	318.90	0.13
Chott	4 565 997	456.60	0.19

4.3.2.3 La carte d'occupation du sol de l'année 2014

La carte d'occupation du sol pour l'année 2014 (Fig 34), nous montre que 48% de la superficie totale de la région d'étude est occupée par des parcours. Les parcours dégradés représentent 34% de la superficie totale, et les parcours en bon état représentent 13%. La classe du sol nu (Bare soil) représente 36%. Les autres classes n'occupent pas de grandes superficies. La précision globale est de 97.02% (Tableau 15). Les résultats de validation sont donnés dans l'annexe 3.c.

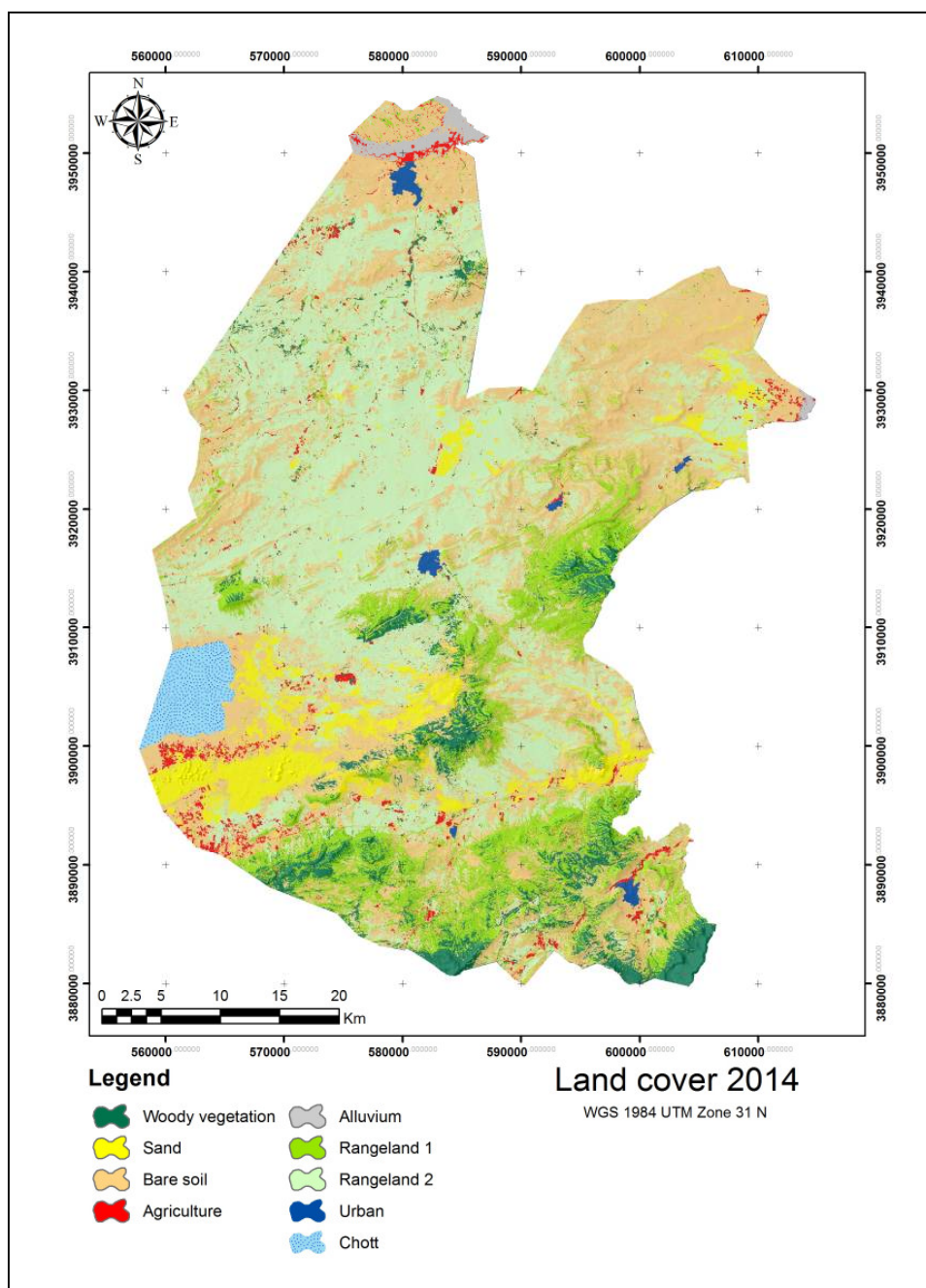


Figure 34 : La carte d'occupation du sol pour l'année 2014 (WGS 1984- UTM Zone 31N)

Tableau 15 : Superficies des différentes classes pour l'année 2014 de la zone d'étude

Classes	Superficie m ²	Superficie Ha	%
Végétation arborée	139 622 400	13 962.24	5.78
Dunes	156 636 000	15 663.60	6.48
Sol nu	878 462 100	87 846.21	36.34
Agriculture	45 404 100	4 540.41	1.88
Alluvions	18 690 300	1 869.03	0.77
Parcours moins dégradés	324 430 200	32 443.02	13.42
Parcours dégradés	841 560 300	84 156.03	34.81
Zone urbaines	7 970 967	797.10	0.33
Chott	4 565 997	456.60	0.19

4.3.3 Le changement d'occupation du sol durant la période 1984-2014

L'Analyse de la stabilité / instabilité des utilisations des terres est très importante pour les décideurs qui peuvent avoir une meilleure planification à propos de l'utilisation des sols au future (Fathizad *et al.*, 2015). Les résultats nous montrent que durant la période de 1984 – 2014, la superficie du sol nu a augmenté d'une façon remarquable. On constate aussi une régression des superficies des parcours. La superficie des parcours dégradés (Rangeland2) a changé progressivement de 40% à 51% durant la période 1984 à l'année 2000, la période de 2000 à 2014 est marquée par une régression jusqu'à 34%. Au même temps les parcours non dégradés (Rangeland1) ont perdu la moitié de leur superficie durant cette période. Ces résultats indiquent une situation d'instabilité due à la dégradation des milieux naturels. Cette dégradation peut être expliquée par la conjugaison des activités humaines et animales (anthropozoogènes) ainsi que le facteur climat par l'irrégularité des précipitations et le caractère aride qui marque la région d'étude.

En effet, la région d'étude et une région à vocation pastorale, l'activité pastorale exerce une pression continue sur les ressources de la région d'étude. Le surpâturage est considéré comme un facteur important dans la dégradation des steppes dans le nord de l'Afrique. Cette pression des troupeaux n'est pas limitée aux steppes, mais le pâturage en forêts est très courant dans cette région d'étude, cela est confirmé par la présence de traces de pâturage dans les forêts et même m'existence de campements. Nous avons également constaté d'après les résultats l'augmentation des superficies de l'agriculture par rapport à l'année de 1984.

L'analyse des changements d'occupation du sol a montré que la plus importante évolution régressive est celle des parcours. Cette classe représente un indicateur du bon fonctionnement de l'écosystème dans le passé. La perte de 50 000 ha au profit du sol nu, indique un stade de

dégradation avancé de l'écosystème. Il en ressorte que l'état de stabilité est beaucoup lié à la classe des parcours non dégradé. Cette transition d'occupation du sol peut être considérée comme un moyen efficace pour de futurs scénarios. Les résultats indiquent une dégradation de la steppe. Cela traduit l'importance de la conservation et de la gestion rationnelle des écosystèmes steppiques.

Conclusion

Conclusion

Ce travail consiste à caractériser les indicateurs de la désertification dans la région du Hodna. La région d'étude est située dans le bassin versant du Hodna, ce bassin versant abrite une complexité importante du point de vue physique et biologique. Les sols sont relativement variés. D'un point de vue climatique, le climat de région d'étude est aride. La vocation principale dans cette région c'est l'activité pastorale. Le pâturage consiste un facteur de pression très important dans cette zone conduisant à la dégradation du milieu.

Nous nous sommes intéressés aux indicateurs écologiques pour évaluer le phénomène de la désertification. Egalement nous avons utilisé la télédétection et les SIG pour quantifier le changement dans l'occupation du sol dans la région d'étude. Pour inventorier, suivre et évaluer les indicateurs, nous avons sélectionné deux niveaux d'organisation.

Le premier niveau concerne l'écosystème à l'échelle de la communauté qui comprend les populations de quelques/ toutes les espèces se basant sur l'écologie des communautés comme par exemple la richesse et la diversité.

Le deuxième niveau concerne le paysage régional qui comprend la complexité spéciale d'une région avec une mosaïque hétérogène de relief, types de végétation et utilisation des terres. Sur ces niveaux nous avons utilisé trois approches pour cerner le sujet ; l'approche compositionnelle (plant community diversity), l'approche structurelle (plant community structure) et l'approche diachronique.

Les résultats obtenus montrent que le pâturage influe négativement sur l'ensemble des espèces végétales, surtout sur les plantes annuelles qui constituent une composante importante dans le paysage steppique d'Algérie. Comparativement aux plantes pérennes les résultats étaient insignifiants. La comparaison en termes de composition en espèces est nettement différente entre les deux zones étudiées.

Le partitionnement additif de la diversité beta totale (β_{SOR}) en deux composantes ; turnover (β_{SIM}) et nestedness (β_{SNE}), indique que cette différence compositionnelle est due essentiellement au remplacement d'espèces (species turnover). L'activité pastorale dans la communauté étudiée entraîne une homogénéisation de la composition des espèces à grande échelle. Tandis que, à petite échelle les herbivores augmentent la diversité. Cela indique que les efforts d'aménagement et de gestion sont préconisés à grande échelle sur un nombre important de sites.

La diversité des communautés végétales et la structure sont des attributs importants de l'évaluation des écosystèmes dans les parcours steppiques arides. Les études comparatives de la diversité des communautés végétales et de la structure le long d'un gradient de pâturage peuvent aider à répondre à des questions cruciales pour la gestion des écosystèmes.

L'étude comparative de la diversité des communautés végétales et de la structure le long d'un gradient de pâturage est efficace dans la détection du groupe fonctionnel le plus touché par le pâturage (plantes annuelles à fleurs). La structure de la communauté végétale se trouve plus sensible à l'activité de pâturage que la diversité végétale. Puisque l'installation des plantes vivaces est cruciale pour la remontée biologique, il est si loin pour nous de conclure que la gestion appliquée dans la zone étudiée est efficace. Ceci indique que plus de protection est nécessaire pour répondre aux conditions d'un écosystème en bon état.

L'analyse des changements d'occupation du sol a montré que la plus importante évolution régressive est celle des parcours non dégradés. Cette régression indique un stade de dégradation avancé de l'écosystème. La classe des parcours non dégradés représente un indicateur du bon fonctionnement de l'écosystème. Il en ressort que l'état de stabilité est beaucoup lié à la classe des parcours non dégradés. Cette transition d'occupation du sol peut être considérée comme un moyen efficace pour de futurs scénarios. Cela traduit l'importance de la conservation et de la gestion rationnelle des écosystèmes steppiques.

En perspectives, il est recommandé de développer les points suivants :

- Evaluer l'effet du pâturage sur la diversité en introduisant l'échelle temporelle, comment la diversité change en fonction des saisons, et d'une année à une autre ? Cela va mettre en évidence l'effet du changement des précipitations sur la diversité.
- Adopter l'approche fonctionnelle qui dépasse la notion simple d'identité pour connaître l'ensemble des fonctions d'une communauté végétale. Ceci par l'étude des traits fonctionnels tels que la masse des graines, la surface foliaire spécifique, la densité racinaire. Ces descripteurs ou traits nous renseignent sur un ensemble de fonctions telles que la fécondité, l'installation, l'absorption racinaire.
- Elaboration de geodatabases concernant les espèces des steppes, tout en travaillant avec les modèles de distribution des espèces.
- Etudier les banques de graines, et effectuer des essais pour identifier les espèces convenables pour la restauration écologique des steppes dégradées.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- 1- Abbasova, T., 2010. Detection and analysis of changes in desertification in the Caspian Sea Region. Stockholm University.
- 2- Aidoud, A., 1989. Les écosystèmes steppiques pâturés d'Algérie, fonctionnement, évaluation et dynamique des ressources végétales. USTHB.
- 3- Aidoud, A., 1996. La régression de l'alfa (*Stipatenacissima*L.) graminée pérenne, un indicateur de désertification des steppes algériennes. *Sécheresse* 7, 187–193.
- 4- Aidoud, A., Le Floch, E., Noel Le Houerou, H., 2006. Les steppes arides du nord de l'Afrique. *Sécheresse* 17, 19–30.
- 5- Alados, C.L., ElAich, A., Papanastasis, V.P., Ozbek, H., Navarro, T., Freitas, H., Vrahnakis, M., Larrosi, D., Cabezudo, B., 2004. Change in plant spatial patterns and diversity along the successional gradient of Mediterranean grazing ecosystems. *Ecological Modelling* 180, 523–535. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.10.034
- 6- Alados, C.L., Pueyo, Y., Navas, D., Cabezudo, B., Gonzalez, A., Freeman, D.C., 2005. Fractal analysis of plant spatial patterns: a monitoring tool for vegetation transition shifts. *Biodiversity and Conservation* 14, 1453–1468. doi:10.1007/s10531-004-9669-3
- 7- Alhamad, M.N., Alrababah, M. a., Bataineh, M.M., Al-Horani, a. S., 2008. Environmental gradients and community attributes underlying biodiversity patterns of semi-arid Mediterranean grasslands. *Plant Ecology* 196, 289–299. doi:10.1007/s11258-007-9354-1
- 8- Alrababah, M.A., Alhamad, M.A., Suwaileh, A., Al-Gharaibeh, M., 2007. Biodiversity of semi-arid Mediterranean grasslands: Impact of grazing and afforestation. *Applied Vegetation Science* 10, 257–264. doi:10.1111/j.1654-109X.2007.tb00524.x
- 9- Amghar, F., Forey, E., Margerie, P., Langlois, E., Brouri, L., Kadi-Hanifi, H., 2012. Grazing Exclosure and Plantation: A Synchronic Study of Two Restoration Techniques Improving Plant Community and Soil Properties in Arid Degraded Steppes (Algeria). *Revue D'Ecologie-La Terre Et La Vie* 67, 257–269.
- 10- ANRH, 2002. Carte des évapotranspirations potentielles du Nord de l'Algérie au 1/500 000. Alger.
- 11- ANRH. 2005. Carte du réseau hydroclimatologique et de la surveillance de la qualité des eaux.
- 12- Aronson, J., Floch, E., 1996. Vital Landscape Attributes: Missing Tools for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 4, 377–387. doi:10.1111/j.1526-100X.1996.tb00190.x
- 13- Aronson, J., Floret, C., Floch, E., Ovalle, C., Pontanier, R., 2006. Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. II. Case Studies in Southern Tunisia, Central Chile and Northern Cameroon. *Restoration Ecology* 1, 168–187. doi:10.1111/j.1526-100X.1993.tb00023.x
- 14- Aronson, J., Floret, C., Floch, E., Ovalle, C., Pontanier, R., Aronsod, J., Fled, C., Ode, C., 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the South. *Restoration Ecology* 1, 8–17. doi:10.1111/j.1526-100X.1993.tb00004.x

- 15- Attia, W., Tarhouni, M., OuledBelgacem, A., Gammar, O., Khatteli, H., 2013. Vegetation dynamics under variable conditions in the famous sandy steppe of southern Tunisia. *African Journal of Ecology* n/a-n/a. doi:10.1111/aje.12130
- 16- Aubreville, A., 1949. *Climats, Forêts et Désertification de l'Afrique Tropicale*. Paris.
- 17- Badreldin, N., Goossens, R., 2014. Monitoring land use/land cover change using multi-temporal Landsat satellite images in an arid environment: A case study of El-Arish, Egypt. *Arabian Journal of Geosciences* 7, 1671–1681. doi:10.1007/s12517-013-0916-3
- 18- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19, 134–143. doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x
- 19- Bowker, M.A., Miller, M.E., Belnap, J., Sisk, T.D., Johnson, N.C., 2008. Prioritizing Conservation Effort through the Use of Biological Soil Crusts as Ecosystem Function Indicators in an Arid Region. *Conservation Biology* 22, 1533–1543. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.01036.x
- 20- Capolini, J., Sari, M., 1969. *Etude géomorphologique du Honda: zone Nord et zone Sud*. In, Kaabache, M., 1990. *Les groupements végétaux de la région de Boussaâda (Algérie), Essai de synthèse sur la végétation steppique du Maghreb*. Université de Paris-Sud Centre d'Orsay. Alger.
- 21- Chao, A., Chiu, C.H., Hsieh, T.C., 2012. Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. *Ecology* 93, 2037–2051. doi:10.1890/11-1817.1
- 22- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84, 45–67. doi:10.1890/13-0133.1
- 23- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of change in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117–143. doi:10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- 24- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd editio. Ed. Plymouth.
- 25- D'Odorico, P., Davis, K.F., Runyan, C.W., Bhattachan, A., Ravi, S., 2012. Global desertification: Drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources* 51, 326–344. doi:10.1016/j.advwatres.2012.01.013
- 26- Daget, P.H., Ahdali, L., David, P., 1988. Le bioclimat méditerranéen et ses modalités dans les pays arabes. *Bull. Ecol. Terr. Biocé* 3, 73–93.
- 27- Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, 3–10. doi:10.1016/S1470-160X(01)00003-6
- 28- De Bello, F., Lepš, J., Sebastià, M.-T., 2007. Grazing effects on the species-area relationship: Variation along a climatic gradient in NE Spain. *Journal of Vegetation Science* 18, 25–34. doi:10.1658/1100-9233(2007)18[25:GEOTSR] 2.0.CO;2"
- 29- De Martonne, E., 1926. Aréisme et indice d'aridité. *Comptes Rendus de l'Acad. Sci.Paris* 182, 1395–1398.
- 30- Drake, N., Symeonakis, E., 2004. Monitoring desertification and land degradation over sub-Saharan Africa. *International Journal of Remote Sensing* 25, 573–592. doi:10.1080/0143116031000095998

- 31- Elliott, D., 1996. A conceptual framework for geoenvironmental indicators. In Yvon-Carmen Hountondji, Pierre Ozer et Jacques Nicolas, «Mise en évidence des zones touchées par la désertification par télédétection a basse résolution au Niger», Cybergeog: European Journal of.
- 32- Emberger, J., 1960. Esquisse géologique de la partie orientale des monts des Ouled Nail (Atlas saharien, Algérie). Bulletin du Service de la Carte Géologique de l'Algérie 27, 363.
- 33- FAO/UNEP/UNESCO, 1949. A Provisional Methodology for Soil Degradation Assessment. Rome.
- 34- Fathizad, H., Rostami, N., Faramarzi, M., 2015. Detection and prediction of land cover changes using Markov chain model in semi-arid rangeland in western Iran. Environmental Monitoring and Assessment 187. doi:10.1007/s10661-015-4805-y
- 35- Firincioglu, H.K., Seefeldt, S.S., Sahin, B., 2007. The effects of long-term grazing exclosures on range plants in the Central Anatolian Region of turkey. Environmental Management 39, 326–337. doi:10.1007/s00267-005-0392-y
- 36- Floret, C., Pontanier, R., 1982. L'aridité en Tunisie présaharienne. Travaux et documents ORSTOM, Paris. In: Aidoud A. (1989). Les écosystèmes steppiques pâturés d'Algérie, fonctionnement, évaluation et dynamique des ressources végétales. Thèse de doctorat ès sciences, USTHB, Alger. Paris.
- 37- Gamoun, M., 2013. Grazing intensity effects on the vegetation in desert rangelands of Southern Tunisia. Journal of Arid Land 6, 324–333. doi:10.1007/s40333-013-0202-y
- 38- Gillette, D.A., Adams, J., Endo, A., Smith, D., Kihl, R., 1980. Threshold velocities for input of soil particles into the air by desert soils. Journal of Geophysical Research 85, 5621. doi:10.1029/JC085iC10p05621
- 39- Gintzburger, G., 1986. Seasonal Variation in Above-ground Annual and Perennial Phytomass of an Arid Rangeland in Libya. Journal of Geographical Sciences 39, 348–353.
- 40- Gomez, D.A., Aranibar, J.N., Tabeni, S., Villagra, P.E., Garibotti, I.A., Atencio, A., 2012. Biological soil crust recovery after long-term grazing exclusion in the Monte Desert (Argentina). Changes in coverage, spatial distribution, and soil nitrogen. Acta Oecologica 38, 33–40. doi:10.1016/j.actao.2011.09.001
- 41- Goodall, D.W., 1952. Some considerations in the use of point quadrats for the analysis of vegetation. Australian journal of scientific research. Ser. B: Biological sciences 5, 1–41. doi:10.1071/BI9520001
- 42- Goudie, A., 2006. The Human Impact on the Natural Environment: Past, Present, and Future, 6th ed. ed. Wiley-Blackwell, Victoria.
- 43- Guiraud, R., 1970. Morphogenèse quaternaire de la région du Hodna (Algérie du Nord). Annales de Géographie 79, 367–374. doi:10.3406/geo.1970.15128
- 44- Hanke, W., Böhner, J., Dreber, N., Jürgens, N., Schmiedel, U., Wesuls, D., Dengler, J., 2014. The impact of livestock grazing on plant diversity: an analysis across dryland ecosystems and scales in southern Africa. Ecological Applications 24, 1188–1203. doi:10.1890/13-0377.1

- 45- Hill, M.O., 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology* 54, 427. doi:10.2307/1934352
- 46- Hirche, A., Salamani, M., Abdellaoui, A., Benhouhou, S., Valderrama, J.M., 2011. Landscape changes of desertification in arid areas: the case of south-west Algeria. *Environmental monitoring and assessment* 179, 403–420. doi:10.1007/s10661-010-1744-5
- 47- Hoshino, A., Yoshihara, Y., Sasaki, T., Okayasu, T., Jamsran, U., Okuro, T., Takeuchi, K., 2009. Comparison of vegetation changes along grazing gradients with different numbers of livestock. *Journal of Arid Environments* 73, 687–690. doi:10.1016/j.jaridenv.2009.01.005
- 48- Housman, D.C., Powers, H.H., Collins, A.D., Belnap, J., 2006. Carbon and nitrogen fixation differ between successional stages of biological soil crusts in the Colorado Plateau and Chihuahuan Desert. *Journal of Arid Environments* 66, 620–634. doi:10.1016/j.jaridenv.2005.11.014
- 49- Hurrell, J.W., Deser, C., 2009. North Atlantic climate variability: The role of the North Atlantic Oscillation. *Journal of Marine Systems* 78, 28–41. doi:10.1016/j.jmarsys.2008.11.026
- 50- Jacobo, E.J., Rodríguez, A.M., Bartoloni, N., Deregibus, V. A., 2006. Rotational Grazing Effects on Rangeland Vegetation at a Farm Scale. *Rangeland Ecology & Management* 59, 249–257. doi:10.2111/05-129R1.1
- 51- James M., B., Joe, F., Mark J., S., Jonathan, S., Sarah J., C., Steve J., G., Richard, T., 2001. A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology* 38, 253–267. doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00599.x
- 52- Jauffret, S., 2001. Validation et comparaison de divers indicateurs des changements à long terme dans les écosystèmes méditerranéens arides. Application au suivi de la désertification dans le Sud tunisien. Université de Droit, d'Economie et des Sciences d'Aix-Marseille (Aix-Marseille III).
- 53- Jost, L., 2006. Entropy and diversity. *Oikos*. doi:10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x
- 54- Joubert, L., Pryke, J.S., Samways, M.J., 2014. Annual burning drives plant communities in remnant grassland ecological networks in an afforested landscape. *South African Journal of Botany* 92, 126–133. doi:10.1016/j.sajb.2014.02.009
- 55- Kaabache, M., 1990. Les groupements végétaux de la région de Boussaâda (Algérie), Essai de synthèse sur la végétation steppique du Maghreb. Université de Paris-Sud Centre d'Orsay.
- 56- Kaabeche, M., 1996. Les relations climat-végétation dans le bassin du Hodna (Algérie). *Acta Botanica Gallica* 143, 85–94. doi:10.1080/12538078.1996.10515321
- 57- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science (New York, N.Y.)* 304, 1623–1627. doi:10.1126/science.1097396
- 58- Lal, R., Hall, G.F., Miller, F.P., 1989. Soil degradation: I. Basic processes. *Land Degradation and Development* 1, 51–69. doi:10.1002/ldr.3400010106
- 59- Lal, R., Stewart, B.A. (Eds.), 1990. *Advances in Soil Science, Soil Science, Advances in Soil Science*. Springer New York, New York, NY. doi:10.1007/978-1-4612-3322-0

- 60- Langhans, T.M., Storm, C., Schwabe, A., 2009. Biological soil crusts and their microenvironment: Impact on emergence, survival and establishment of seedlings. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 204, 157–168. doi:10.1016/j.flora.2008.01.001
- 61- Le Floch, E., 2001. Biodiversité et gestion pastorale en zones arides et semi-arides méditerranéennes du Nord de l' Afrique. *Bocconea* 13, 223–237.
- 62- Le Houérou, H.N., 1995. Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides du Nord de l'Afrique Diversité biologique, développement durable et désertisation In Le Houérou H.-N. (ed.). *Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides du Nord de l'Afrique: diversité biologi. Options Méditerranéennes: Série B. Etudes et Recherches* 10, 1–396.
- 63- Le Houérou, H.N., 1996. Climate change, drought and desertification. *Journal of Arid Environments* 34, 133–185.
- 64- Le Houérou, H.N., 2001. Biogeography of the arid steppeland north of the Sahara. *Journal of Arid Environments* 48, 103–128. doi:10.1006/jare.2000.0679
- 65- Le Houérou, H.N., 2002. Man-Made Deserts: Desertization Processes and Threats. *Arid Land Research and Management* 16, 1–36. doi:10.1080/153249802753365296
- 66- Le Houérou, H.N., Claudin, J., Haywood, M., Donadieu, P., 1975. *Etude phytoécologique du Hodna (Algérie)*. Rome.
- 67- Lennon, J.J., Koleff, P., Greenwood, J.J.D., Gaston, K.J., 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*, 70, 966–979.
- 68- Li, X.R., Jia, X.H., Dong, G.R., 2006. Influence of desertification on vegetation pattern variations in the cold semi-arid grasslands of Qinghai-Tibet Plateau, North-west China. *Journal of Arid Environments* 64, 505–522. doi:10.1016/j.jaridenv.2005.06.011
- 69- Li, X.-R., Jia, X.-H., Long, L.-Q., Zerbe, S., 2005. Effects of Biological Soil Crusts on Seed Bank, Germination and Establishment of Two Annual Plant Species in the Tengger Desert (N China). *Plant and Soil* 277, 375–385. doi:10.1007/s11104-005-8162-4
- 70- Linstädter Anja, B.G., 2012. Abiotic and biotic recovery pathways of arid rangelands: Lessons from the High Atlas Mountains, Morocco. *Catena* 103, 3–15. doi:10.1016/j.catena.2012.02.002
- 71- Liu, H., Han, X., Li, L., Huang, J., Liu, H., Li, X., 2009. Grazing Density Effects on Cover, Species Composition, and Nitrogen Fixation of Biological Soil Crust in an Inner Mongolia Steppe. *Rangeland Ecology & Management* 62, 321–327. doi:10.2111/08-179.1
- 72- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science (New York, N.Y.)* 294, 804–808. doi:10.1126/science.1064088
- 73- Luzuriaga, A.L., Sánchez, A.M., Maestre, F.T., Escudero, A., 2012. Assemblage of a semi-arid annual plant community: abiotic and biotic filters act hierarchically. *PloS one* 7, e41270. doi:10.1371/journal.pone.0041270
- 74- Mabbutt, J.A., 1986. Desertification indicators. *Climatic Change* 9, 113–122. doi:10.1007/BF00140530

- 75- MacArthur, R.H., 1965. PATTERNS OF SPECIES DIVERSITY. *Biological Reviews* 40, 510–533. doi:10.1111/j.1469-185X.1965.tb00815.x
- 76- Maestre, F.T., Bautista, S., Cortina, J., 2003. Positive, negative, and net effects in grass-shrub interactions in Mediterranean semiarid grasslands. *Ecology* 84, 3186–3197. doi:10.1890/02-0635
- 77- Maestre, F.T., Cortina, J., 2004. Do positive interactions increase with abiotic stress? A test from a semi-arid steppe. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 271 Suppl, S331–S333. doi:10.1098/rsbl.2004.0181
- 78- Maestre, F.T., Quero, J.L., Gotelli, N.J., Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., Garcia-Gomez, M., Bowker, M.A., Soliveres, S., Escolar, C., Garcia-Palacios, P., Berdugo, M., Valencia, E., Gozalo, B., Gallardo, A., Aguilera, L., Arredondo, T., Blones, J., Boeken, B., Bran, D., Conceicao, A.A., Cabrera, O., Chaieb, M., Derak, M., Eldridge, D.J., Espinosa, C.I., Florentino, A., Gaitan, J., Gatica, M.G., Ghiloufi, W., Gomez-Gonzalez, S., Gutierrez, J.R., Hernandez, R.M., Huang, X., Huber-Sannwald, E., Jankju, M., Miriti, M., Moneris, J., Mau, R.L., Morici, E., Naseri, K., Ospina, A., Polo, V., Prina, A., Pucheta, E., Ramirez-Collantes, D.A., Romao, R., Tighe, M., Torres-Diaz, C., Val, J., Veiga, J.P., Wang, D., Zaady, E., 2012. Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands. *Science*. doi:10.1126/science.1215442
- 79- Magurran, A., 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK.
- 80- Manning, A.D., Fischer, J., Felton, A., Newell, B., Steffen, W., Lindenmayer, D.B., 2009. Landscape fluidity - A unifying perspective for understanding and adapting to global change. *Journal of Biogeography* 36, 193–199. doi:10.1111/j.1365-2699.2008.02026.x
- 81- Metzger, K.L., Coughenour, M.B., Reich, R.M., Boone, R.B., 2005. Effects of seasonal grazing on plant species diversity and vegetation structure in a semi-arid ecosystem. *Journal of Arid Environments* 61, 147–160. doi:10.1016/j.jaridenv.2004.07.019
- 82- Middleton, N.J., Thomas, D.S.G., 1997. *World Atlas of Desertification*, U.N. Envir. Ed. London.
- 83- Milchunas, D.G., Sala, O.E., Lauenroth, W.K., 1988. A Generalized Model of the Effects of Grazing by Large Herbivores on Grassland Community Structure. *The American Naturalist* 132, 87–106. doi:10.1086/284839
- 84- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: desertification synthesis*, Ecosystems and human well-being. doi:ISBN: 1-56973-590-5
- 85- Milton, S.J., Hoffman, M.T., 1994. The application of state and transition models to rangeland research and management in arid succulent and semi-arid grassy Karoo, South Africa. *African Journal of Range & Forage Science* 11, 18–26. doi:10.1080/10220119.1994.9638349
- 86- Mohammedi, H., Labani, A., Benabdeli, K., 2006. Essai sur le rôle d'une espèce végétale rustique pour un développement durable de la steppe algérienne. *Développement durable et territoires* 29, 49–79. doi:10.4000/developpementdurable.2925
- 87- Morgan, R.P.C., 2005. *Soil erosion and conservation*, 3rd Editio. Ed. Blackwell Publishing Ltd.

- 88- Mouat, D., Lancaster, J., Wade, T., Wickham, J., Fox, C., Kepner, W., Ball, T., 1997. Desertification Evaluated Using an Integrated Environmental Assessment Model. *Environmental Monitoring and Assessment* 48, 139–156. doi:10.1023/A:1005748402798
- 89- Myers, N., Mittermeier, R.A., Fonseca, G.A.B., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–8. doi:10.1038/35002501
- 90- Noor Alhamad, M., 2006. Ecological and species diversity of arid Mediterranean grazing land vegetation. *Journal of Arid Environments* 66, 698–715. doi:10.1016/j.jaridenv.2006.01.001
- 91- Noss, R.F., 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*. doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x
- 92- OECD, 2001. *Environmental Indicators for Agriculture, Volume 3*. Paris.
- 93- Oldeman, L.R., 1992. Global extent of soil degradation. Wageningen.
- 94- Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*. doi:10.1016/0022-5193(67)90048-3
- 95- Pueyo, Y., Alados, C.L., Ferrer-Benimeli, C., 2006. Is the analysis of plant community structure better than common species-diversity indices for assessing the effects of livestock grazing on a Mediterranean arid ecosystem? *Journal of Arid Environments* 64, 698–712. doi:10.1016/j.jaridenv.2005.06.016
- 96- Quézel, P., 2000. *Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen*, Ibis Press. ed. Paris.
- 97- Quézel, P., Santa, S., 1962. *Nouvelle flore d'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Vol 1. CNRS Paris.
- 98- Quézel, P., Santa, S., 1963. *Nouvelle flore d'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Vol 2. CNRS. Paris.
- 99- R Development Core Team, 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- 100- Rapp, A., 1974. *A Review of Desertization in Africa: Water, Vegetation and Man*.
- 101- ROSELT/OSS, 2004. *Indicateurs écologiques ROSELT/OSS: une première approche méthodologique pour la surveillance de la biodiversité et des changements environnementaux*.
- 102- Rubio, J.L., Bochet, E., 1998. Desertification indicators as diagnosis criteria for desertification risk assessment in Europe. *Journal of Arid Environments* 39, 113–120. doi:10.1006/jare.1998.0402
- 103- Rychert, R.C., Skujiņš, J., 1974. Nitrogen Fixation by Blue-Green Algae-Lichen Crusts in the Great Basin Desert1. *Soil Science Society of America Journal* 38, 768. doi:10.2136/sssaj1974.03615995003800050023x
- 104- Saidi, S., Gintzburger, G., 2013. A spatial desertification indicator for Mediterranean arid rangelands: a case study in Algeria. *The Rangeland Journal* 35, 47. doi:10.1071/RJ12021
- 105- Saiz, H., Alados, C.L., 2014. Effect of livestock grazing in the partitions of a semiarid plant-plant spatial signed network. *Acta Oecologica* 59, 18–25. doi:10.1016/j.actao.2014.05.006

- 106- Salemkour, N., Aidoud, A., Chalabi, K., Chefrour, A., 2016. Évaluation des effets du contrôle de pâturage dans des parcours steppiques arides en Algérie. *Revue D'Ecologie-La Terre Et La Vie* 71, 178.
- 107- Schneck, F., Schwarzbold, A., Melo, A.S., 2011. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. *Journal of the North American Benthological Society* 30, 1049–1056. doi:10.1899/11-044.1
- 108- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araújo, M.B., Arnell, N.W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R., Gracia, C. a, de la Vega-Leinert, A.C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J.I., Kankaanpää, S., Klein, R.J.T., Lavorel, S., Lindner, M., Metzger, M.J., Meyer, J., Mitchell, T.D., Reginster, I., Rounsevell, M., Sabaté, S., Sitch, S., Smith, B., Smith, J., Smith, P., Sykes, M.T., Thonicke, K., Thuiller, W., Tuck, G., Zaehle, S., Zierl, B., 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science (New York, N.Y.)* 310, 1333–1337. doi:10.1126/science.1115233
- 109- Shannon, C.E., 1948. A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal* 27, 379–423.
- 110- Simpson, G.G., 1943. Mammals and the nature of continents. *American Journal of Science*, 241, 1–31.
- 111- Slimani, H., Aidoud, A., Rozé, F., 2010. 30 Years of protection and monitoring of a steppic rangeland undergoing desertification. *Journal of Arid Environments* 74, 685–691. doi:10.1016/j.jaridenv.2009.10.015
- 112- Slimani, H., Aidoud, A., 2004. Environmental Challenges in the Mediterranean 2000–2050, in: Marquina, A. (Ed.), *Environmental Challenges in the Mediterranean 20002050*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 93–108. doi:10.1007/978-94-007-0973-7
- 113- Smeets, E., Weterings, R., 1999. *Environmental indicators: Typology and overview*, European Environment Agency. Copenhagen, Denmark.
- 114- Soininen, J., 2008. The Ecological Characteristics of Idiosyncratic and Nested Diatoms. *Protist* 159, 65–72. doi:10.1016/j.protis.2007.07.001
- 115- Sørensen, T.A., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter*, 5, 1–34
- 116- Swetnam, T.W., Betancourt, J.L., 1997. Mesoscale ecological responses to climatic variability in the American Southwest. *Journal of Climate* 11, 1328–1347. doi:10.1007/978-90-481-8736-2_32
- 117- Symeonakis, E., Drake, N., 2004. Monitoring desertification and land degradation over sub-Saharan Africa. *International Journal of Remote Sensing*. doi:10.1080/0143116031000095998
- 118- Thomlinson, J.R., Bolstad, P. V., Cohen, W.B., 1999. Coordinating methodologies for scaling landcover classifications from site-specific to global: Steps toward validating global map products. *Remote Sensing of Environment* 70, 16–28. doi:10.1016/S0034-4257(99)00055-3

- 119- Ulrich, W., Almeida-Neto, M., Gotelli, N.J., 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118, 3–17. doi:10.1111/j.1600-0706.2008.17053.x
- 120- Ulrich, W., Gotelli, N.J., 2007. Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology* 88, 1824–1831. doi:10.1890/06-1208.1
- 121- UN Conference on Desertification, 1978. Round-up, Plan of Action and Resolutions. New York.
- 122- UNCCD, 2011. Désertisation, une synthèse visuelle.
- 123- UNCED, 1992. United Nations Conference on Environment and Development. <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>.
- 124- Verón, S.R., Paruelo, J.M., 2010. Desertification alters the response of vegetation to changes in precipitation. *Journal of Applied Ecology* 47, 1233–1241. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01883.x
- 125- Vogelmann, J.E., Xian, G., Homer, C., Tolk, B., 2012. Monitoring gradual ecosystem change using Landsat time series analyses: Case studies in selected forest and rangeland ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 122, 92–105. doi:10.1016/j.rse.2011.06.027
- 126- Wessels, K.J., Prince, S.D., Reshef, I., 2008. Mapping land degradation by comparison of vegetation production to spatially derived estimates of potential production. *Journal of Arid Environments*. doi:10.1016/j.jaridenv.2008.05.011
- 127- Whittaker, R.H., 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon* 21, 213–251.
- 128- Williams, M., 2000. Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography* 26, 28–46. doi:10.1006/jhge.1999.0189
- 129- Zeng, N., 1999. Enhancement of Interdecadal Climate Variability in the Sahel by Vegetation Interaction. *Science* 286, 1537–1540. doi:10.1126/science.286.5444.1537
- 130- Zuo, X., Zhao, H., Zhao, X., Guo, Y., Yun, J., Wang, S., Miyasaka, T., 2008. Vegetation pattern variation, soil degradation and their relationship along a grassland desertification gradient in Horqin Sandy Land, northern China. *Environmental Geology* 58, 1227–1237. doi:10.1007/s00254-008-1617-1

Annexes

Annexe 1 : Données climatiques

Annexe 1.a : Précipitation de la station de Boussaâda (1988- 2014) exprimées en (mm)

Annexe 1.b : Températures moyennes de la station de Boussaâda (1988- 2014)

Annexe 1. c : Températures moyennes maximales de la station de Boussaâda (1988- 2014)

Annexe 1.d : Températures moyennes minimales de la station de Boussaâda (1988- 2014)

Annexe 2 : Biodiversité et structure de la communauté végétale

Annexe 2.a: Liste des espèces rencontrées

Annexe 3 : Etat de changement et SIG

Annexe 3.a : Confusion Matrix: 1984

Annexe 3.b : Confusion Matrix: 2000

Annexe 3.c : Confusion Matrix: 2014

Annexe 3.d : Cartes thématiques de la région d'étude

Annexe 1 : Données climatiques**Annexe 1.a : Précipitation de la station de Boussaâda (1988- 2014) exprimées en (mm)**

Ann	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Jul	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc
1988	6.00	0.40	6.70	32.10	37.00	30.20	0.00	3.90	17.70	4.00	33.00	14.30
1989	1.90	3.00	1.30	8.00	22.10	19.30	1.90	16.00	24.40	0.20	12.30	8.20
1990	24.70	0.40	28.40	54.10	83.40	19.30	8.00	2.40	26.20	0.30	18.90	13.10
1991	5.80	17.10	43.70	10.30	11.40	5.90	1.70	3.00	39.00	57.00	13.00	15.00
1992	9.50	3.20	8.30	8.00	88.50	6.40	28.40	0.00	15.00	4.80	18.60	3.80
1993	0.00	21.80	5.90	6.30	31.90	24.50	0.80	7.00	34.90	0.00	30.50	7.70
1994	22.00	9.00	24.00	1.00	6.00	0.00	2.00	3.00	85.00	0.00	0.00	1.00
1995	3.00	4.00	37.00	5.00	2.00	9.00	4.00	9.00	15.00	13.00	5.00	13.00
1996	41.00	16.00	34.00	28.00	35.00	64.00	12.00	10.00	19.00	0.00	2.00	17.00
1997	11.00	4.00	2.00	36.00	11.00	7.00	0.00	33.00	27.00	28.00	26.00	11.00
1998	6.00	21.00	0.00	27.00	23.00	2.00	0.00	11.00	15.00	9.00	2.00	0.00
1999	21.00	4.00	11.00	3.00	4.00	3.00	1.00	16.00	40.00	34.00	11.00	52.00
2000	1.00	0.00	3.00	3.00	17.00	0.00	0.00	20.00	28.00	3.00	38.00	22.00
2001	16.00	0.00	2.00	15.00	7.00	0.00	0.00	10.00	28.00	15.00	11.00	24.00
2002	9.00	1.00	2.00	5.00	1.00	3.00	8.00	7.00	5.00	9.00	9.00	17.00
2003	55.00	10.00	4.00	11.00	6.00	4.00	7.00	48.00	19.00	82.00	32.00	33.00
2004	0.00	1.00	21.00	18.00	96.00	0.00	5.00	15.00	12.00	5.00	17.00	22.00
2005	0.00	18.00	13.00	1.00	0.00	17.00	8.00	3.00	42.00	39.00	28.00	5.00
2006	26.70	62.20	0.60	38.80	30.50	4.60	14.00	9.50	26.40	0.80	28.60	13.00
2007	4.00	12.00	16.00	45.00	49.00	27.00	1.00	4.00	79.00	15.00	12.00	4.00
2008	5.00	2.00	3.00	0.00	14.00	4.00	12.00	3.00	39.00	43.00	3.00	9.00
2009	28.00	14.00	12.00	54.00	1.00	7.00	6.00	8.00	65.00	5.00	1.00	5.00
2010	3.00	33.00	21.00	21.00	19.00	7.00	0.00	9.00	15.00	33.00	3.00	3.00
2011	3.00	4.00	31.00	57.00	22.00	14.00	14.00	6.00	19.00	52.00	26.00	12.00
2012	0.00	2.00	31.00	16.00	3.00	3.00	2.00	1.00	6.00	36.00	23.00	8.00
2013	19.00	2.00	7.00	34.00	9.00	0.00	2.00	6.00	6.00	6.00	17.00	23.00
2014	5.00	2.00	17.00	0.00	18.00	20.00	0.00	4.00	14.00	3.00	7.00	13.00

Annexe 1.b : Températures moyennes de la station de Boussaâda (1988- 2014)

Ann	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Jul	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc
1988	10.70	7.20	13.70	17.80	22.40	26.50	32.50	31.40	24.70	20.60	14.00	8.30
1989	7.00	9.00	14.80	15.90	22.10	25.20	30.50	31.40	27.50	19.90	14.20	6.70
1990	9.00	13.10	14.20	15.70	21.00	29.10	30.10	29.10	28.20	20.90	13.90	7.90
1991	7.30	9.00	14.10	15.10	18.80	27.20	31.70	30.40	26.10	18.10	11.50	8.10
1992	6.20	8.90	12.60	16.10	21.00	24.30	28.60	30.50	26.40	19.50	13.80	9.80
1993	6.70	9.10	12.80	16.80	22.70	29.30	31.80	31.40	24.60	20.80	13.30	9.50
1994	10.10	11.30	15.20	15.70	25.30	29.10	33.00	33.30	25.80	0.00	0.00	9.80
1995	9.00	13.30	13.00	15.80	23.60	27.10	31.90	30.00	24.40	19.80	14.10	11.60
1996	11.20	9.70	13.20	16.80	20.90	24.70	29.70	30.70	23.80	17.80	14.40	10.80
1997	10.30	13.00	14.10	16.70	23.80	29.50	32.80	30.00	24.90	20.20	14.00	10.50
1998	7.30	11.20	12.10	18.30	21.00	28.90	32.90	30.80	27.40	18.10	14.20	8.10
1999	9.50	9.80	14.30	18.80	26.50	30.70	31.90	34.10	26.50	23.00	13.00	9.60
2000	6.40	10.60	14.90	14.90	25.30	29.50	32.60	30.70	25.70	18.20	14.30	10.20
2001	9.00	11.10	18.50	17.80	22.50	30.10	32.90	32.00	26.50	22.90	13.40	8.50
2002	8.10	11.40	15.80	18.90	23.60	29.60	31.40	30.20	25.60	20.70	14.90	11.40
2003	9.50	9.40	14.10	18.20	23.30	30.60	34.40	31.90	25.70	21.20	14.20	9.10
2004	10.00	11.70	14.90	16.80	18.80	27.90	31.70	32.20	25.70	22.00	12.60	10.10
2005	6.80	8.20	15.40	17.50	26.00	29.10	35.80	31.10	24.90	20.50	12.50	8.90
2006	7.50	9.40	15.00	20.60	25.40	29.40	31.90	31.10	24.60	22.40	14.90	10.30
2007	9.30	12.70	13.40	17.40	22.60	29.80	32.30	31.90	25.50	20.70	12.50	9.90
2008	9.30	11.50	14.60	19.00	23.30	28.10	33.30	32.70	26.40	19.00	12.50	8.60
2009	9.30	9.80	13.30	15.30	24.10	30.00	34.30	32.30	24.20	15.60	14.40	11.30
2010	10.80	12.30	14.90	18.50	20.80	28.10	33.10	32.00	26.20	19.10	14.30	9.30
2011	9.30	9.90	13.40	19.00	22.00	26.80	32.00	31.90	27.70	19.20	14.20	10.40
2012	8.80	7.70	14.30	17.50	24.80	31.90	34.40	34.10	26.70	21.30	14.80	10.50
2013	10.70	9.40	15.20	19.00	21.90	27.40	32.60	30.00	26.80	23.90	14.00	9.10
2014	10.70	12.60	13.00	20.30	23.20	27.70	31.90	32.70	28.60	22.40	15.50	10.00

Annexe 1. c : Températures moyennes maximales de la station de Boussaâda (1988- 2014)

Ann	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Jul	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc
1988	15.10	16.20	19.60	24.30	29.40	32.80	39.60	38.60	31.60	27.20	18.80	13.40
1989	13.30	15.90	22.10	23.00	28.80	31.70	37.60	37.90	31.50	26.10	19.90	17.60
1990	11.90	19.20	17.40	20.30	25.90	35.80	36.60	35.90	34.10	27.20	18.90	12.50
1991	13.10	14.00	19.50	20.40	25.00	33.90	38.90	37.70	32.40	23.00	17.20	12.60
1992	8.80	15.50	17.90	22.20	27.00	30.10	35.00	37.60	33.50	25.90	19.70	14.60
1993	14.20	13.60	18.80	23.10	29.10	36.10	39.00	38.40	31.00	27.00	17.90	15.40
1994	14.60	17.40	18.00	21.60	33.10	36.10	40.10	40.50	31.80	0.00	0.00	15.80
1995	14.10	15.80	18.50	22.40	30.90	34.40	38.80	37.20	30.70	26.40	20.10	17.00
1996	15.60	14.20	18.70	22.50	27.10	31.20	36.90	38.00	30.30	24.90	21.20	16.50
1997	15.40	19.70	21.20	22.80	30.60	36.60	38.90	36.20	30.30	25.80	18.80	15.50
1998	14.80	17.20	20.90	24.40	26.10	35.40	40.20	37.50	33.30	24.50	19.40	14.50
1999	13.90	14.60	20.10	26.20	33.40	37.40	38.50	41.00	33.10	28.00	17.80	13.20
2000	12.70	18.10	22.10	22.10	32.50	35.10	39.90	38.50	32.40	24.40	19.90	16.40
2001	14.10	17.00	25.20	24.80	28.80	37.50	40.10	39.20	32.70	29.90	19.10	13.90
2002	14.40	19.00	25.90	24.90	30.30	36.90	38.60	36.90	32.10	27.60	19.60	16.20
2003	13.60	14.10	20.00	25.00	30.30	37.20	41.60	38.90	32.10	25.50	19.10	13.90
2004	15.30	18.90	21.60	22.80	24.80	34.80	39.20	39.50	32.70	28.30	18.10	14.40
2005	13.30	13.40	21.70	25.20	33.60	36.40	41.40	38.30	31.20	26.70	18.60	13.70
2006	12.40	14.70	21.60	27.50	32.20	36.50	40.00	38.50	31.50	30.30	21.40	14.40
2007	16.70	18.10	19.50	22.90	29.50	37.30	40.00	39.50	32.40	26.10	12.50	15.00
2008	15.90	18.20	21.00	26.50	29.70	34.00	40.80	39.80	32.90	24.40	17.80	13.40
2009	13.40	15.80	19.80	21.10	30.70	37.60	41.80	39.50	30.30	17.80	21.10	17.80
2010	15.60	17.90	20.40	25.10	27.50	35.40	40.60	39.50	32.80	26.00	19.50	15.70
2011	15.00	16.30	19.30	25.90	28.60	33.60	39.60	39.80	34.80	25.70	19.60	15.80
2012	15.40	13.60	20.60	23.20	31.70	39.20	41.80	40.30	33.90	27.60	20.10	16.30
2013	16.00	15.20	21.40	25.20	28.40	34.10	39.50	37.60	33.10	31.00	19.00	14.80
2014	15.40	18.60	18.80	27.10	30.50	34.30	39.20	39.70	35.20	29.40	21.10	14.80

Annexe 1.d : Températures moyennes minimales de la station de Boussaâda (1988- 2014)

Ann	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Jul	Aoû	Sep	Oct	Nov	Déc
1988	6.20	4.60	7.60	11.50	16.70	20.60	24.30	23.90	17.60	14.30	9.30	4.10
1989	1.80	4.10	8.10	10.10	15.20	18.90	22.70	24.90	19.10	14.00	8.90	7.00
1990	6.00	8.50	10.00	10.10	15.40	21.10	21.70	21.70	22.40	14.80	9.00	3.90
1991	2.90	5.50	8.40	9.20	11.70	19.10	23.20	21.80	19.20	13.10	6.00	3.10
1992	1.00	2.20	6.60	9.60	13.60	17.10	21.50	21.90	18.50	13.10	8.40	4.10
1993	0.00	4.10	6.00	9.50	15.80	21.80	24.20	23.90	18.20	13.80	8.20	4.10
1994	4.60	4.70	3.30	9.80	16.80	20.90	23.70	24.80	19.70	0.00	0.00	3.90
1995	4.00	5.20	7.50	8.80	15.80	19.80	23.50	22.20	18.20	13.70	8.40	7.00
1996	7.80	6.00	8.10	11.00	14.30	18.10	21.70	23.30	17.60	11.30	8.30	5.90
1997	5.90	6.50	6.20	10.80	16.90	21.90	24.40	22.70	19.00	15.40	9.80	4.80
1998	2.00	4.80	5.60	10.10	14.50	20.10	23.60	23.10	21.30	11.40	7.70	2.10
1999	4.90	4.80	7.30	9.80	18.40	22.70	24.40	26.70	19.70	15.70	8.30	4.80
2000	1.40	3.40	6.80	6.80	17.50	20.60	24.60	22.40	19.60	13.20	8.80	4.90
2001	4.50	4.40	11.60	10.90	15.10	20.00	24.50	24.10	20.00	15.90	7.10	3.50
2002	2.40	4.10	9.00	11.50	16.10	21.40	17.60	23.40	18.40	13.20	9.50	7.20
2003	5.70	5.20	8.20	12.50	16.50	22.60	26.30	24.50	19.90	16.80	9.90	5.20
2004	5.30	4.80	8.70	10.80	13.10	20.20	23.40	24.60	18.70	14.90	7.00	6.10
2005	1.10	2.90	9.30	12.20	18.00	21.60	25.80	23.50	19.00	14.90	8.40	4.70
2006	3.30	4.50	8.40	13.50	18.70	21.40	23.70	23.50	18.40	15.40	9.40	6.60
2007	3.30	8.10	7.70	12.10	15.90	21.90	23.80	24.50	19.40	15.80	18.20	4.80
2008	3.20	5.70	8.40	11.10	17.10	20.30	25.30	24.70	20.90	14.40	8.00	4.20
2009	5.50	3.80	6.50	9.40	16.00	21.10	25.70	24.30	18.60	15.60	8.50	5.50
2010	6.00	6.60	9.10	12.20	14.50	20.40	24.90	24.20	19.50	13.30	9.70	3.80
2011	3.80	4.10	7.70	12.50	15.60	19.30	24.10	23.60	20.80	13.30	9.20	5.00
2012	2.60	1.70	7.60	11.40	16.10	23.30	25.90	26.00	19.70	15.10	10.00	5.20
2013	5.50	4.10	9.60	12.00	15.20	19.10	24.70	22.00	20.30	17.30	9.40	4.20
2014	6.40	7.10	7.90	12.70	15.90	20.10	24.00	25.30	22.20	15.40	10.20	5.20

Annexe 2 : Biodiversité et structure de la communauté végétale
Annexe 2.a: Liste des espèces rencontrées

Scientific name	Life form	Growth form	Raunkiaer type	Frequency	Treatment
<i>Adonis dentata</i>	Annual	Forb	Therophyte	1	Protected
<i>Aizoon hispanicum</i>	Annual	Forb	Therophyte	1	Common
<i>Allium cupani</i>	Perennial	Forb	Geophyte	1	Common
<i>Alyssum parviflorum</i>	Annual	Forb	Therophyte	1	Common
<i>Ammoides verticillata</i>	Annual	Forb	Therophyte	1	Protected
<i>Anacyclus cyrtolepidioides</i>	Annual	Forb	Therophyte	1	Common
<i>Anabasi sarticulata</i>	Perennial	Shrub	Chamaephyte	1	Common
<i>Argyrobium uniflorum</i>	Perennial	Forb	Chamaephyte	1	Common
<i>Aristida plumosa</i>	Perennial	Grass	Hemicryptophyte	1	Grazed
<i>Artemisia campestris</i>	Perennial	Shrub	Chamaephyte	1	Common
<i>Artemisia herba-alba</i>	Perennial	Shrub	Chamaephyte	2	Common
<i>Asparagus albus</i>	Perennial	Shrub	Chamaephyte	1	Protected
<i>Asteriscus pygmaeus</i>	Annual	Forb	Therophyte	2	Common
<i>Astragalus cruciatus</i>	Annual	Forb	Therophyte	1	Protected
<i>Atractylis cancellata</i>	Annual	Forb	Therophyte	1	Common
<i>Atractylis delicatula</i>	Perennial	Forb	Chamaephyte	2	Protected
<i>Atractylis prolifera</i>	Annual	Forb	Therophyte	3	Protected
<i>Atractylis serratuloides</i>	Perennial	Forb	Chamaephyte	1	Common
<i>Avena barbata</i>	Annual	Grass	Therophyte	2	Protected
<i>Avena sterilis</i>	Annual	Grass	Therophyte	1	Protected
<i>Brachypodium distachyum</i>	Annual	Grass	Therophyte	3	Common
<i>Bromus rubens</i>	Annual	Grass	Therophyte	2	Common
<i>Bupleurum semicompositum</i>	Annual	Forb	Therophyte	2	Common
<i>Calendula aegyptiaca</i>	Annual	Forb	Therophyte	2	Protected
<i>Carduus chevallieri</i>	Annual	Forb	Therophyte	2	Protected
<i>Catapodium loliaceum</i>	Annual	Grass	Therophyte	3	Grazed
<i>Centaurea acaulis</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	6	Protected
<i>Centaurea incana</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	1	Protected
<i>Centaurea tenuifolia</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	2	Protected
<i>Centaurea omphalotricha</i>	Annual	Forb	Therophyte	3	Protected
<i>Chrysanthemum coronarium</i>	Annual	Forb	Therophyte	5	Protected
<i>Cutandia dichotoma</i>	Annual	Grass	Therophyte	3	Grazed
<i>Dactylis glomerata</i>	Perennial	Grass	Hemicryptophyte	2	Protected
<i>Ebenus pinnata</i>	Annual	Forb	Therophyte	2	Protected
<i>Echinaria capitata</i>	Annual	Grass	Therophyte	9	Protected
<i>Echium pycnanthum</i>	Annual	Forb	Therophyte	4	Common
<i>Eremopyrum cristatum</i>	Perennial	Grass	Hemicryptophyte	5	Common
<i>Erodium glaucophyllum</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	4	Protected
<i>Erodium triangulare</i>	Annual	Forb	Therophyte	4	Common
<i>Eruca vesicaria</i>	Annual	Forb	Therophyte	4	Common
<i>Euphorbia falcata</i>	Annual	Forb	Therophyte	5	Common
<i>Evax pygmaea</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	1	Grazed
<i>Filago germanica</i>	Annual	Forb	Therophyte	2	Protected
<i>Filago spathulata</i>	Annual	Forb	Therophyte	4	Common
<i>Fumana ericoides</i>	Perennial	Forb	Chamaephyte	3	Grazed
<i>Genista microcephala</i>	Perennial	Shrub	Nanophanerophyte	3	Protected
<i>Hedypnois rhagadioloides</i>	Annual	Forb	Therophyte	4	Common
<i>Helianthemum lippii</i>	Perennial	Shrub	Therophyte	7	Common
<i>Helianthemum salicifolium</i>	Annual	Forb	Therophyte	3	Common

.../...

Scientific name	Life form	Growth form	Raunkiaer type	Frequency	Treatment
<i>Herniaria fruticosa</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	3	Common
<i>Hippocrepis multisiliquosa</i>	Annual	Forb	Therophyte	6	Protected
<i>Iris sisyrinchium</i>	Perennial	Forb	Geophyte	2	Common
<i>Juniperus phoenicea</i>	Perennial	Shrub	Phanerophyte	1	Grazed
<i>Koelipinia linearis</i>	Annual	Forb	Therophyte	2	Common
<i>Koeleria pubescens</i>	Annual	Grass	Therophyte	10	Common
<i>Launaea resedifolia</i>	Annual	Forb	Therophyte	9	Common
<i>Launaea arborescens</i>	Perennial	Shrub	Chamaephyte	5	Protected
<i>Lithospermum apulum</i>	Annual	Forb	Therophyte	11	Protected
<i>Lolium rigidum</i>	Annual	Grass	Therophyte	8	Protected
<i>Lygeum spartum</i>	Perennial	Grass	Geophyte	3	Grazed
<i>Malva aegyptiaca</i>	Annual	Forb	Therophyte	12	Common
<i>Matthiola maroccana</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	4	Common
<i>Medicago hispida</i>	Annual	Forb	Therophyte	10	Common
<i>Medicago laciniata</i>	Annual	Forb	Therophyte	13	Protected
<i>Medicago minima</i>	Annual	Forb	Therophyte	9	Protected
<i>Micropus bombicinus</i>	Annual	Forb	Therophyte	3	Common
<i>Minuartia campestris</i>	Annual	Forb	Therophyte	11	Common
<i>Noaea mucronata</i>	Perennial	Shrub	Chamaephyte	3	Common
<i>Papaver hybridum</i>	Annual	Forb	Therophyte	12	Protected
<i>Paronychia capitata</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	8	Common
<i>Peganum harmala</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	9	Protected
<i>Pituranthos scoparius</i>	Perennial	Forb	Chamaephyte	4	Common
<i>Plantago albicans</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	5	Common
<i>Plantago ovata</i>	Annual	Forb	Therophyte	13	Common
<i>Plantago psyllium</i>	Annual	Forb	Therophyte	3	Common
<i>Poa bulbosa</i>	Perennial	Grass	Hemicryptophyte	12	Common
<i>Pseuderucaria teretifolia</i>	Annual	Forb	Therophyte	12	Protected
<i>Reichardia tingitana</i>	Annual	Forb	Therophyte	11	Common
<i>Reseda alba</i>	Annual	Forb	Therophyte	14	Protected
<i>Reseda luteola</i>	Annual	Forb	Therophyte	7	Protected
<i>Rochelia disperma</i>	Annual	Forb	Therophyte	2	Protected
<i>Salsola vermiculata</i>	Perennial	Shrub	Chamaephyte	8	Common
<i>Scabiosa arenaria</i>	Annual	Forb	Therophyte	15	Common
<i>Scabiosa maritima</i>	Annual	Forb	Therophyte	13	Protected
<i>Scabiosa stellata</i>	Annual	Forb	Therophyte	8	Common
<i>Schismus barbatus</i>	Annual	Grass	Therophyte	4	Common
<i>Scorzonera undulata</i>	Annual	Forb	Therophyte	20	Protected
<i>Sedum sediforme</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	16	Common
<i>Salvia verbinaca</i>	Perennial	Forb	Hemicryptophyte	14	Protected
<i>Sideritis montana</i>	Annual	Forb	Therophyte	15	Protected
<i>Silene rubella</i>	Annual	Forb	Therophyte	20	Protected
<i>Silene tridentata</i>	Annual	Forb	Therophyte	16	Common
<i>Spergularia diandra</i>	Annual	Forb	Therophyte	19	Protected
<i>Stipa lagascae</i>	Perennial	Grass	Hemicryptophyte	16	Common
<i>Stipa tenacissima</i>	Perennial	Grass	Hemicryptophyte	30	Common
<i>Stipa tortilis</i>	Annual	Grass	Therophyte	26	Common
<i>Teucrium polium</i>	Perennial	Forb	Chamaephyte	20	Common
<i>Thymelaea hirsuta</i>	Perennial	Shrub	Chamaephyte	30	Protected
<i>Thymelaea microphylla</i>	Perennial	Shrub	Chamaephyte	21	Common
<i>Vella annua</i>	Annual	Forb	Therophyte	29	Common
<i>Xeranthemum inapertum</i>	Annual	Forb	Therophyte	30	Grazed

Annexe 3 : Etat de changement

Annexe 3.a : Confusion Matrix: 1984

Overall Accuracy = (13345/13728) 97.2101%

Kappa Coefficient = 0.9648

Ground Truth (Pixels)

Class	Woody vegetation	Sand	Bare soil	Agriculture	Alluvium	Rangeland1	Rangeland2	Total
Unclassified	0	0	0	0	0	0	0	0
Woody vegetation	1992	0	0	0	0	101	5	2098
Sand	0	2453	7	0	0	0	74	2534
Bare soil	0	43	877	0	0	10	11	941
Agriculture	0	0	0	336	0	0	0	336
Alluvium	0	0	0	3	611	0	0	614
Rangeland1	118	0	0	0	0	2807	0	2925
Rangeland2	0	3	1	0	0	7	4269	4280
Total	2110	2499	885	339	611	2925	4359	13728

Annexe 3.b : Confusion Matrix: 2000

Overall Accuracy = (9944/10609) 93.7317%

Kappa Coefficient = 0.9234

Ground Truth (Pixels)

Class	Woody vegetation	Sand	Bare soil	Agriculture	Alluvium	Rangeland1	Rangeland2	Total
Unclassified	0	0	0	0	0	0	0	0
Woody vegetation	1292	0	0	7	0	252	0	1551
Sand	0	1537	14	0	0	0	22	1573
Bare soil	0	39	804	0	0	0	0	843
Agriculture	19	0	0	433	1	50	4	507
Alluvium	0	0	0	3	1025	5	0	1033
Rangeland1	125	0	0	4	0	1980	12	2121
Rangeland2	3	38	13	1	0	53	2873	2981
Total	1439	1614	831	448	1026	2340	2911	10609

Annexe 3.c: Confusion Matrix: 2014

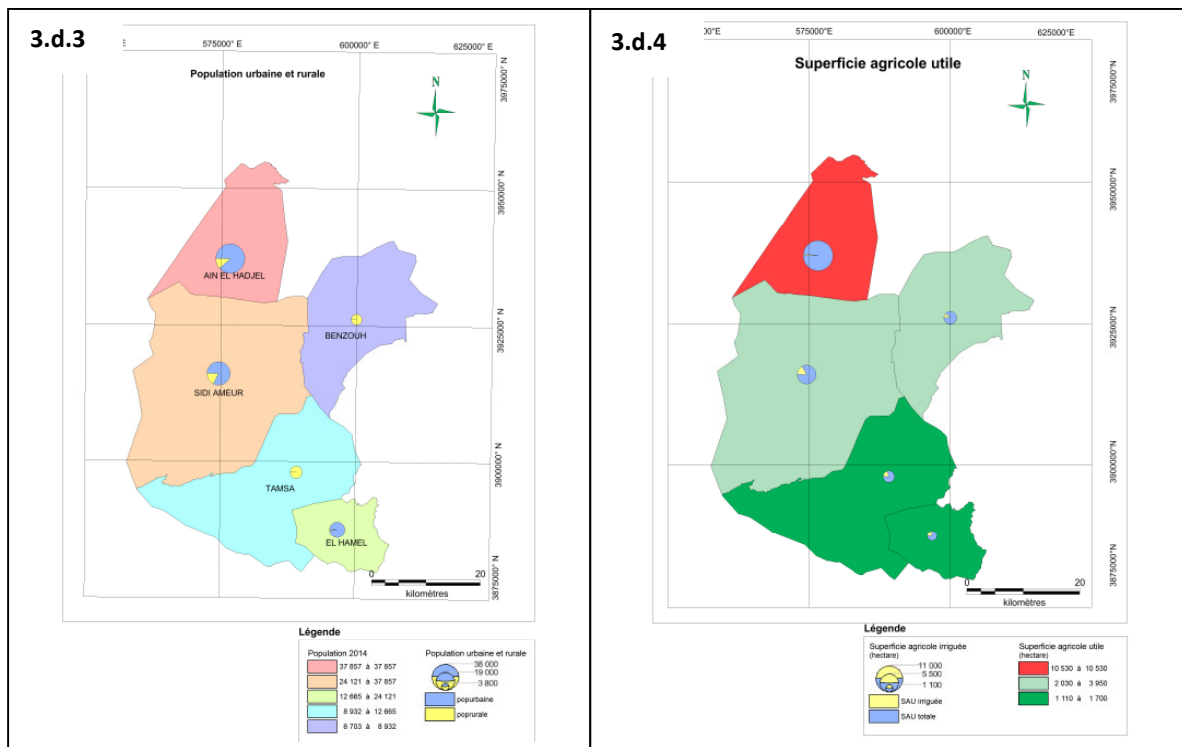
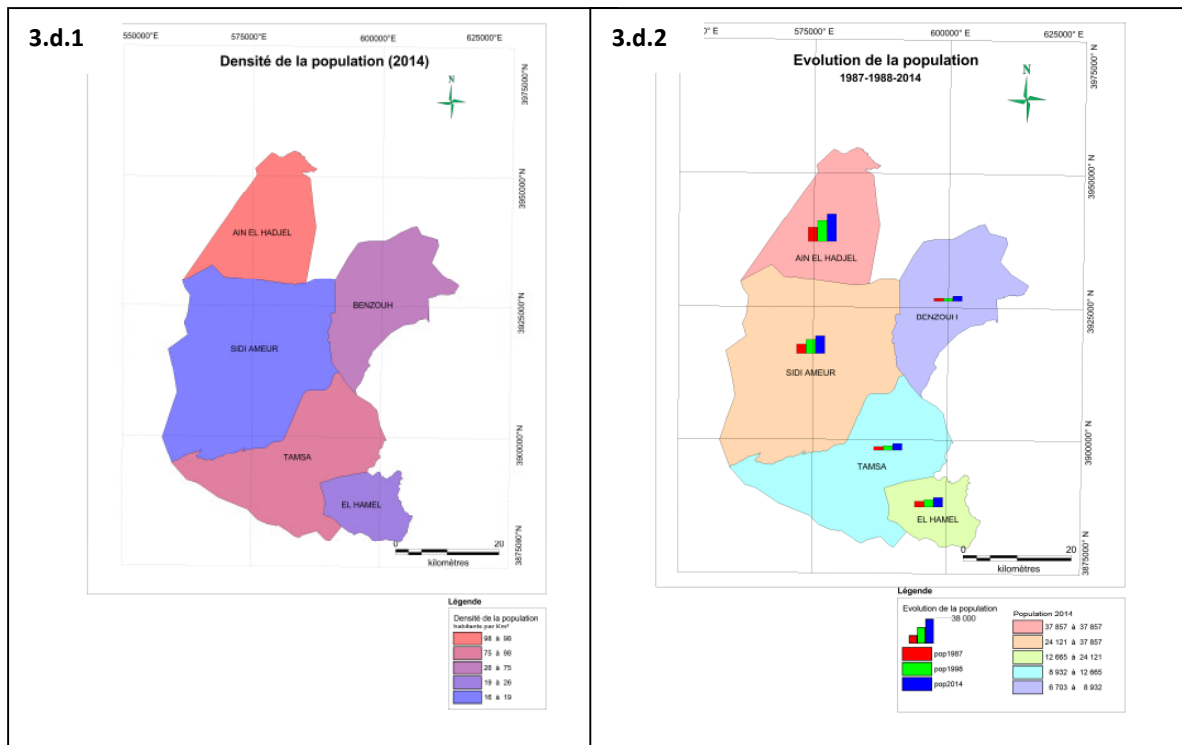
Overall Accuracy = (11204/11548) 97.0211%

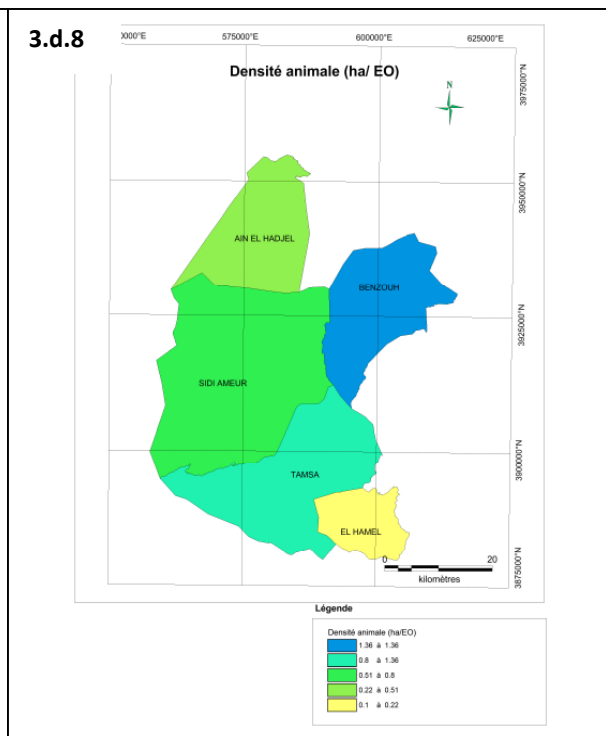
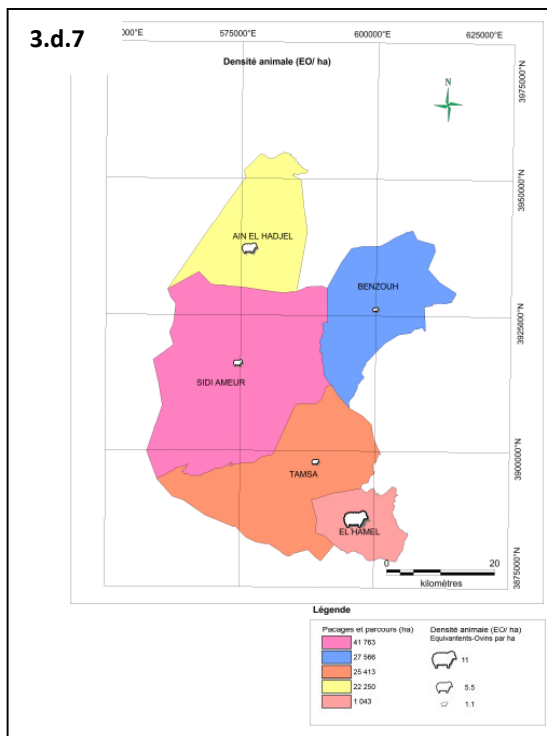
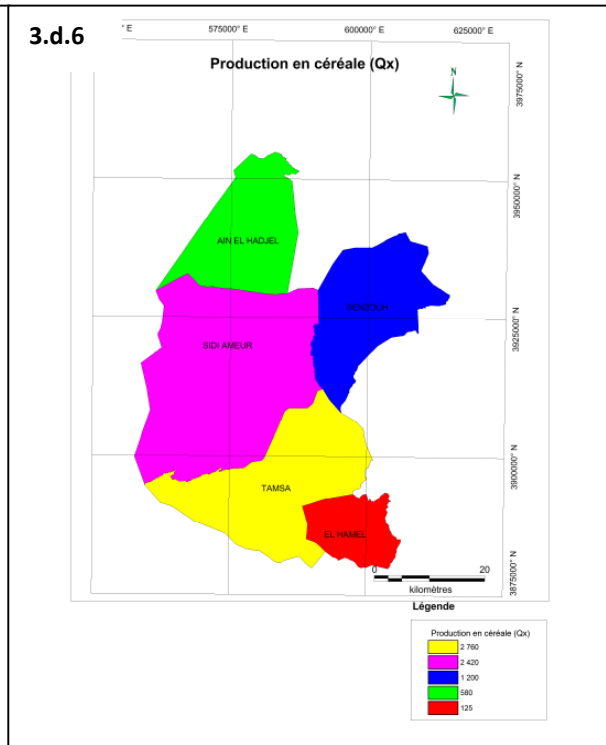
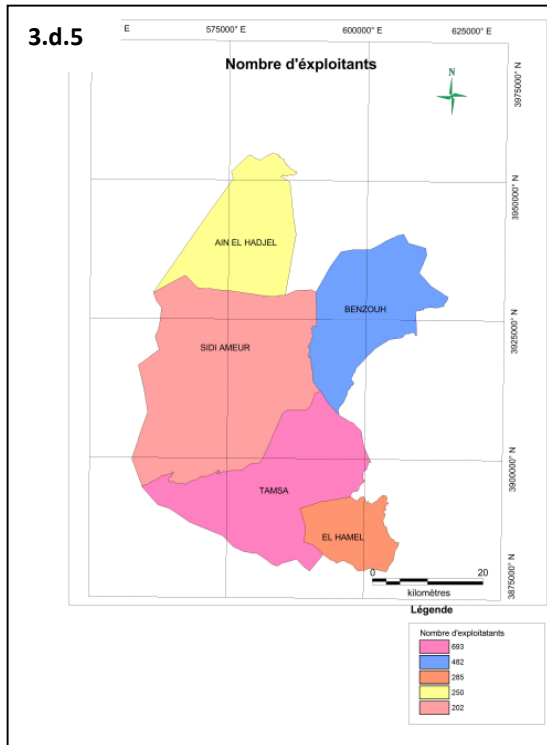
Kappa Coefficient = 0.9635

Ground Truth (Pixels)

Class	Woody vegetation	Sand	Bare soil	Agriculture	Alluvium	Rangeland1	Rangeland2	Total
Unclassified	0	0	0	0	0	0	0	0
Woody vegetation	890	0	2	1	0	32	0	925
Sand	0	2906	24	0	0	0	19	2949
Bare soil	8	21	2056	0	9	15	19	2128
Agriculture	2	0	16	372	2	2	0	394
Alluvium	1	0	4	1	1532	0	0	1538
Rangeland1	128	0	28	1	0	854	0	1011
Rangeland2	0	1	8	0	0	0	2594	2603
Total	1029	2928	2138	375	1543	903	2632	11548

Annexe 3.d : Cartes thématiques de la région d'étude





Nom : Merdas Prénom : Saifi	Date de soutenance :03/07/2017
Evaluation des indicateurs de la désertification dans les écosystèmes steppiques, cas de la région du Hodna (Msila)	
Nature du Diplôme : Thèse de doctorat en sciences. Option : Ecologie et environnement	
<p>Résumé</p> <p>Objectif: Cette étude a examiné les effets du pâturage sur les communautés végétales des écosystèmes steppiques arides. En outre, comment l'utilisation des terres a changé au cours des 30 dernières années. La désertification est un sujet de préoccupation dans le monde entier; en Algérie, la dégradation des terres menace plus de 20 millions d'hectare de parcours steppiques. Le surpâturage peut générer une réaction régressive conduisant à la dégradation du couvert végétal et la perte de la biodiversité. L'utilisation d'indicateurs pour évaluer la désertification est propice pour détecter l'état de la santé des écosystèmes de parcours.</p> <p>Localisation: Les parcours steppiques centraux de l'Algérie, bassin du Honda.</p> <p>Méthodes: Nous avons effectué une étude comparative de la structure et de la diversité des communautés végétales dans les zones pâturées et non pâturées. Nous avons comparé la diversité alpha et bêta en utilisant l'indice de Hill entre les deux traitements, le partitionnement additif de la diversité bêta pour tester si la différence dans la composition des espèces végétales est due au remplacement d'espèces (spatial turnover) ou à l'emboîtement (nestedness). En outre, en utilisant le partitionnement multiplicatif de la diversité, nous avons examiné les effets du pâturage sur la diversité bêta à deux échelles spatiales (entre-transects, et entre les sites). En plus, nous avons évalué les conditions de surface du sol; la végétation, la litière, le sol nu, les croûtes biologiques du sol et le couvert de <i>Stipa tenacissima</i>. Pour la détection du changement, nous avons utilisé l'étude diachronique en comparant l'occupation du sol de trois années 1984, 2000 et 2014.</p> <p>Résultats: Pour la diversité alpha, le pâturage a réduit de façon significative la diversité des espèces annuelles; cependant, les plantes vivaces ne sont pas affectées de manière significative. Les résultats ont révélé une différence significative entre la composition des sites pâturés et non pâturés. Essentiellement, le partitionnement additive de la diversité bêta indique que ~ 74% de la diversité globale bêta était due au remplacement des espèces et ~ 26% est due à l'emboîtement (nestedness). L'analyse de la diversité bêta à différentes échelles spatiales a montré que le pâturage a augmenté la diversité bêta à petite échelle, mais à grande échelle la diversité bêta a diminué (entre-sites). En outre, les activités de pâturage ont réduit la couverture végétale et la diversité dans les zones pâturées. La couverture de l'espèce dominante (<i>Stipa tenacissima</i>) n'a pas été affectée par le pâturage. La valeur élevée de la couverture de sol nu indique une tendance régressive, cela peut être interprété comme un processus de désertification. Néanmoins, la protection contre le pâturage (mise en défends) a augmenté de manière significative la diversité des espèces annuelles et la couverture végétale. L'occupation du sol a changé régressivement entre 1984-2014.</p> <p>Conclusions: Ces résultats suggèrent que le pâturage modifie la composition de la communauté végétale et affecte principalement les plantes annuelles. En outre, le pâturage augmente à la fois la variation de la composition à petites échelles spatiales, et l'homogénéité de la végétation à grandes échelles. Cette étude met en évidence l'importance de la protection et de la conservation comme un outil de gestion efficace pour le maintien de la structure et de la diversité des communautés végétales dans les écosystèmes menacés. Il est recommandé d'utiliser le pâturage contrôlé et d'augmenter le nombre des zones protégées.</p>	
Mots clés: <i>Dégradation des terres; steppe aride méditerranéenne; l'activité de pâturage; diversité de la communauté végétale; structure de la communauté végétale; échelle spatiale; diversité bêta, la détection des changements.</i>	
Laboratoire de recherche :Laboratoire de biologie et environnement.	
<p>Jury :</p> <p>Présidente : Aicha MECHAKRA Pr. Université des Frères Mentouri - Constantine1</p> <p>Rapporteur : AhmedMENAD Pr. Université des Frères Mentouri - Constantine1</p> <p>Examineurs :</p> <p>Mohamed BELHAMRA Pr. Université Mohamed Khider– Biskra</p> <p>Mohamed Mourad SENOUSI Pr. Université Université Larbi Ben M'hidi-Oum El-Bouaghi</p> <p>Driss HADDOUCHE M.C.A Université Abou Bekr Belkaïd – Tlemcen</p>	