

THÈSE

présentée à la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal
pour obtenir le grade de:

Docteur

UFR: Chimie Appliquée et Science de l'Environnement
Spécialité: Télédétection, SIG et Hydrologie

**Exploitation des données du capteur *ADVANCED LAND IMAGER* et
du Modèle Numérique d'Altitude pour la cartographie de l'érosion
hydrique dans le pourtour du barrage Hassan 1^{er} au Maroc**

par:

Soufiane MAIMOUNI

Soutenue le 08 Décembre 2012 devant la commission d'examen:

Mr. L. HANICH: Professeur à Faculté des Sciences et Techniques, Guéliz, Marrakech (Président et Rapporteur)

Mr. A. EMRAN: Professeur à l'Institut Scientifique, Rabat (Rapporteur)

Mr. A. EL GAROUANI: Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Fès (Rapporteur)

Mr. H. IBOUH: Professeur à Faculté des Sciences et Techniques Guéliz, Marrakech (Rapporteur)

Mr. A. EL HARTI: Professeur à Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal (Directeur de thèse)

Mr. E. BACHAOUI: Professeur à Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal (Co-directeur)

Mr. A. EL GHMARI: Professeur à Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal (Co-directeur)

REMERCIEMENTS

Bien que signée par un seul auteur, une thèse est un travail d'équipe, à la fois sur le plan technique et intellectuel. Je voudrais remercier ici les contributeurs et collaborateurs qui ont été essentiels dans ce travail.

Je tiens à remercier en tout premier lieu mon directeur de thèse le Pr. Abderrazak EL HARTI de la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal, pour son encadrement attentif et constructif durant toutes ces années de recherches effectuées au sein de l'Équipe de Télédétection et SIG appliquées au Géoscience et à l'Environnement. Disponible, rigoureux et confiant, ses qualités scientifiques et humaines ont été gage de succès à tous les niveaux. Qu'il trouve ici l'expression de ma gratitude et de ma reconnaissance.

Mes remerciements vont conjointement aux co-directeurs de thèse Pr. El Mostafa BACHAOUI et Pr. Abderrahman EL GHMARI, qui ont témoigné à mon égard un grand intérêt en me donnant des critères judicieux et en me faisant bénéficier de leurs connaissances et de leurs qualités professionnelles.

Mes plus vifs remerciements s'adressent au Pr. Abderrazak BANNARI de l'Université d'Ottawa-Canada pour son accueil, son encadrement et sa rigueur scientifique tout le long de mon stage au sein du Laboratoire de Télédétection et de Géomatique de l'Environnement à l'Université d'Ottawa. Entre autres, je remercie l'Agence Universitaire de la Francophonie (AUF) de m'avoir attribué une bourse pour mon séjour au Canada. Je remercie aussi l'Organisation du Traité de l'Atlantique Nord (OTAN) et l'AUF pour leur support financier pour l'acquisition des images satellites ALI EOS-1.

Mes remerciements vont aussi à tous les enseignants et les administrateurs de la FST de Béni-Mellal qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail.

Je tiens à remercier le Pr. A. EL BOUADILI, Doyen de la FST et responsable de l'UFR: Chimie Appliquée et Science de l'Environnement.

Je voudrais exprimer également ma reconnaissance au Pr. A. BOUDHAR et aux doctorants B. BACHAOUI et R. LHISSOU de notre équipe.

Je remercie vivement tous les membres de jury qui ont sacrifié de leur temps précieux pour évaluer, critiquer et corriger cette thèse.

Enfin j'exprime toute mon affection et ma gratitude à ma famille (mes parents, mes frères et mes sœurs.....) pour sa patience et son soutien indéfectible. Un énorme merci pour mes collègues (M. TILAOUI, J. GHEZAL, H. ELBATAL, M.H. OULD SIDINA et R. LHISSOU) de la FST qui ont su me supporter.

RESUME

En région méditerranéenne, la dégradation des sols par l'érosion hydrique est un phénomène sans cesse croissant. Elle réduit le potentiel de production des terres agricoles et présente un impact majeur sur la pollution diffuse dans les cours d'eau, sur l'envasement des barrages et sur les infrastructures hydrauliques. Face à cette situation, des outils ont été développés permettant l'identification et l'analyse des processus de la dégradation des sols afin de promouvoir un développement durable.

Le travail présenté dans cette recherche porte sur la cartographie de l'érosion hydrique dans le pourtour du barrage Hassan-I dans le Haut Atlas Central marocain en utilisant trois approches géomatiques. Les deux premières sont des traitements des données images acquises par le capteur ALI (*Advanced Land Imager*) du satellite EOS-1 (*Earth Observing System-1*); il s'agit des indices spectraux et l'approche du *Spectral Angle Mapper (SAM)*. La troisième approche est une analyse multicritère (*AMC*) dans un Système d'Information Géographique (*SIG*) des différents facteurs contrôlant l'érosion hydrique.

A la lumière des résultats obtenus et par référence à la réalité terrain, nous constatons que les trois approches considérées mettent en évidence leurs potentiels pour la cartographie de l'érosion hydrique de façons significatives. Toutefois, l'approche des indices spectraux se distingue par sa simplicité et sa rapidité d'exploitation. Par contre, la performance des approches du SAM et de l'AMC sont étroitement liées, respectivement, à un bon choix des signatures de références et à la précision des critères considérés ainsi que sur leur pondération; ce qui rend les procédures de ces deux méthodes relativement complexes et longues.

En termes d'exactitude, nous avons constaté que les résultats obtenus à l'aide des indices spectraux accordent une exactitude de 90% comparativement aux approches du SAM et des AMC qui sont, respectivement, 80% et 75%.

Mots clés: Erosion hydrique, Télédétection, Capteur ALI EOS-1, SIG, Indices spectraux, SAM, AMC, Haut Atlas Central marocain.

تعد التعرية المائية المصدر الرئيسي لتدهور التربة في المناطق شبه القاحلة، هذه الظاهرة تقلل من القدرة الإنتاجية للأراضي الزراعية، ولها تأثير كبير على تلوث المياه، على إطماء السدود وعلى البنى التحتية الهيدروليكية. لمواجهة هذا الوضع، تم تطوير أدوات لتحديد وتحليل عملية تدهور الأراضي من أجل إيجاد الحلول المناسبة للحفاظ على الموارد الطبيعية، مثل المياه والتربة.

العمل المقدم في هذا البحث هو تحديد وتوصيف المناطق المعرضة للتعرية المائية حول سد الحسن الاول في جبال الأطلس الكبير المغربية باستخدام ثلاثة تقنيات جيومعلوماتية.

أول التقنيتين هما معالجة بيانات الصور المحصل عليها بأجهزة الاستشعار عن بعد (*Advanced Land Imager*) ALI عن القمر الصناعي (*Earth Observing System-1*) EOS-1: المؤشرات الطيفية ومخطط الزوايا الطيفية (*SAM*). التقنية الثالثة هي التحليل متعدد العناصر (*AMC*) في نظام المعلومات الجغرافية (*SIG*) العوامل المختلفة التي تتحكم في مخاطر التعرية المائية.

المقارنة بين النتائج التي تم الحصول عليها مع حقيقة الأرض، يظهر أن هذه التقنيات الثلاث تعطي نتائج هامة لتحديد التعرية المائية. إلا أن تقنية المؤشرات الطيفية تتميز ببساطة وسرعة التنفيذ. من ناحية أخرى، ترتبط فعالية *SAM* و *AMC*، على التوالي، باختيار جيد للبصمات الطيفية المرجعية وبدقة العوامل المأخوذة بعين الاعتبار و كذلك الترجيح فيها؛ الأمر الذي يجعل إجراءات كلا من هاتين التقنيتين معقدة وطويلة نسبياً.

المقارنة بين النتائج التي تم الحصول عليها فيما يخص الدقة، تبين أن تقنية المؤشرات الطيفية توفر المزيد من الدقة 90% مقارنة بالتقنيتين *SAM* و *AMC* التي هي، على التوالي، 80% و 75%.

كلمات المفتاح: التعرية المائية، الاستشعار عن بعد، جهاز *ALI EOS-1*، نظام المعلومات الجغرافية، المؤشرات الطيفية، مخطط الزوايا الطيفية، التحليل متعدد العناصر، الأطلس الكبير المغربي .

ABSTRACT

In semi-arid regions the soil degradation by water erosion is a growing phenomenon. It reduces the production potential of agricultural land and presents a major impact on diffuse water pollution, on silting-up of dams and on hydraulic infrastructures. Faced this situation, tools have been developed for identifying and analyzing the process of land degradation in order to find suitable solutions to conserve natural resources, such as soil and water.

The work presented in this research is the identifying and characterizing the areas exposed to water erosion risks in Central High Atlas Mountains of Morocco around the Hassan-I dam using three geomatics approaches. The first two approaches are image data processing acquired by the ALI (*Advanced Land Imager*) sensor on the EOS-1 (*Earth Observing System-1*) satellite platform: Spectral indices and *Spectral Angle Mapper (SAM)* approach. The treed approach is multi criteria analysis (*MCA*) in a Geographic Information System (*GIS*) of the different factors controlling water erosion risks.

The confrontation of obtained results with the ground truth shows that three approaches give significant results for water erosion risks mapping. However, the spectral indices approach is characterized by its simplicity and execution rapidity. On the other hand, the SAM and MCA approaches performance is closely tied, respectively, to a good choice of reference signatures and to precision of the considered criteria and their weighting; which makes the procedures of both methods relatively complex and long.

The comparison of the results obtained in term of exactitude shows that the spectral indices approach provides more exactitude 90% compared to SAM and MCA approaches which are, respectively, 80% and 75%.

Keywords: Water erosion, Remote sensing, ALI EOS-1 sensor, GIS, Spectral indices, SAM, MCA, Central High Atlas of Morocco.

Articles dans des revues avec comité de lecture:

- **S. Maimouni**, A. El-Harti, A. Bannari et M. Bachaoui (2012) Water erosion risk mapping using derived parameters from DEM and remotely sensed data. *Geo-Spatial Information Science*, Vol. 15, no.3, pp. 157 – 169
- **S. Maimouni**, A. Bannari, A. El-Harti et A. El-Ghmari (2011) Potentiels et Limites des Indices Spectraux pour Caractériser la Dégradation des Sols en Milieu Semi-aride. *Journal Canadien de Télédétection*, Vol. 37, no. 3, pp. 285-301.
- **S. Maimouni**, A. Bannari, A. El-Harti et A. El-Ghmari (2011) indices spectraux et “Spectral Angle Mapper” pour la cartographie des risques d’érosion hydrique à partir des données ALI EO-1. *Revue de Télédétection*, Vol., 10, no. 4, pp. 213- 223.

Communications présentées dans des colloques internationaux:

- **S.Maimouni**, A. El Harti, A. Bannari et M. Bachaoui (2010) Apport de la télédétection et des Systèmes d’Information Géographique pour la cartographie de l’érosion hydrique autour du barrage Hassan premier, Azilal –Maroc. 2nd International Congress: Integrated Water Resources Management and Challenges of the Sustainable Development, March 24-26, Agadir, Morocco.
- **S. Maimouni**, A. El Harti, A. Bannari et M. Bachaoui (2010) Apport des Systèmes d’Information Géographique et de la télédétection pour la cartographie des aires exposées aux risques d’érosion hydrique. Le premier congrès international sur les Systèmes d’informations géographiques et la gestion du Territoire SIG-GT, Mai 20-21, Casablanca, Maroc.
- **S. Maimouni**, A. El Harti, A. Bannari, M .Bachaoui et A. El Ghmari (2010) Cartographie de la Dégradation des Sols à l’aide du Spectral Angle Mapper et des Indices Spectraux en utilisant des données ALI-EO1. International Congress Geotunis, The use of GIS and Remote Sensing for Sustainable

Development, 29 November to 3 December, Tunis 2010, Tunis.

- S.M. Benazzouz, A. Bannari, **S. Maimouni** , A. El-Harti et A. El-Ghmari (2011) Apport des SIG, du GPS et des analyses au laboratoire pour la caractérisation des sols. 32e Symposium canadien sur la télédétection et du 14e Congrès de l'AQT, 13-16 juin, Sherbrooke, Canada.
- **S. Maimouni**, A. Bannari et A. El-Harti (2011) Cartographie de dégradation des sols en Milieu Semi-aride. 32e Symposium canadien sur la télédétection et du 14e Congrès de l'AQT, 13-16 juin, Sherbrooke, Canada.
- **S. Maimouni**, A. Bannari, A. El-Harti et A. El-Ghmari (2011) Utilisation des données ALI EOS-1 pour la cartographie de la dégradation des sols en milieu semi-aride. Colloque sur l'érosion hydrique et vulnérabilité des sols au Maghreb: État des lieux et perspectives, 12-13 Octobre, Rabat, Maroc.
- **S. Maimouni**, A. El-Harti et A. El-Ghmari (2012) Water Erosion Risk Mapping Using Derived Parameters from DEM and Remotely Sensed Data. Colloque international des utilisateurs de SIG, 23-24 mai 2012, Maroc, Fès.
- B. Bachaoui, M. Bachaoui , **S. Maimouni**, R. Lhissou, A. El Harti et A. Ghmari (2012) Modèle de cartographie de l'érosion hydrique dans l'Atlas d'EL Ksiba (Haut Atlas Marocain). Colloque international des utilisateurs de SIG, 23-24 mai 2012, Maroc, Fès.
- B. Bachaoui,**S. Maimouni**, R. Lhissou, M. Bachaoui, A. El Harti, A. Boudhar et A. Ghmari (2012) utilisation des paramètres géomorphologiques et des indices spectraux pour la cartographie de l'érosion hydrique dans la zone montagneuse de la région de ksiba (Haut Atlas du Maroc). 9th International Conference of the African Association of Remote Sensing and the Environment (AARSE 2012), October 29 - November 2, El Jadida, Morocco.

Table des matières

CHAPITRE I: INTRODUCTION GENERALE

1. CADRE GENERALE D'ETUDE	2
2. PROBLEMATIQUE	4
3. OBJECTIFS ET HYPOTHESES DE LA RECHERCHE	6
4. ORGANISATION DE LA THESE	7
5. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE	7
5.1. <i>Cadre géographique et économique</i>	7
5.2. <i>Climat</i>	10
5.3. <i>Végétation</i>	10
5.4 <i>Lithologie</i>	11

CHAPITRE II: METHODES CARTOGRAPHIQUES DE L'EROSION HYDRIQUE

1. GENERALITE SUR L'EROSION HYDRIQUE	14
1.1. <i>Définition d'un sol</i>	14
1.2. <i>Définition et processus de l'érosion hydrique</i>	14
1.1.1. <i>Détachement des particules du sol</i>	15
1.1.2. <i>Transport des particules du sol</i>	16
1.1.3. <i>Dépôts des particules du sol</i>	16
1.2. <i>Facteurs de l'érosion hydrique</i>	17
1.2.1. <i>Pluie</i>	17
1.2.2. <i>Pente</i>	18
1.2.3. <i>Propriétés des sols</i>	18
1.2.4. <i>Végétation</i>	19
1.2.5. <i>Utilisation des sols</i>	19
1.3. <i>Formes d'érosion hydrique en surface</i>	20
1.3.1. <i>Erosion en nappe</i>	20
1.3.2. <i>Erosion en rigoles</i>	20
1.3.3. <i>Erosion en ravins</i>	20
1.4. <i>Moyens de lutte contre l'érosion hydrique</i>	21
2. APPROCHES CARTOGRAPHIQUES DE L'EROSION HYDRIQUE	23
2.1. <i>Approches quantitatives</i>	23

2.1.1. Modèles hydrologiques de pertes de sols	23
a. Modèles empiriques.....	23
b. Modèles physiques :	24
2.1.2. Apport des SIG et de la télédétection pour la modélisation de pertes de sols.....	24
2.1.3. Utilisations des traceurs radioactifs.....	24
2.2. <i>Approches qualitatives</i>	25
2.2.1. Intégration et analyse multicritère des facteurs contrôlant l'érosion dans un SIG.....	25
2.2.2. Traitement d'images satellitaires.....	25

CHAPITRE III: DONNEES ET METHODES

1. DONNEES UTILISEES	27
1.1. <i>Données de terrain</i>	27
1.2. <i>Données images</i>	30
1.3. <i>Modèle Numérique d'Altitude (MNA)</i>	32
2. METHODOLOGIE	33
2.1. <i>Organigramme</i>	33
2.2. <i>Outils utilisés dans la présente étude: un bref aperçu</i>	36
2.2.1. La télédétection.....	36
2.2.2. Les Systèmes d'Information Géographique	37
2.3. <i>Prétraitements des données image</i>	38
2.3.1. Etalonnage radiométrique et corrections atmosphériques	38
2.3.2. Corrections géométriques et topographiques	40
2.4. <i>Traitements et transformation des données images</i>	42
2.4.1. Indices spectraux	42
a. Indice de coloration (<i>IC</i>).....	42
b. Indice de forme (<i>IF</i>)	43
c. Indice de brillance (<i>IB</i>)	45
d. Intensité, Teinte et Saturation (<i>I-T-S</i>).....	46
e. Indices de végétation.....	48
f. Analyse en composantes principales (<i>ACP</i>).....	49
2.4.2. Classification de l'image ALI	50

a. Unités lithologiques.....	50
b. Spectral Angle Mapper	52
c. Coefficient Kappa (K_a).....	55
2.5. Indice d'énergie d'eau (<i>IEE</i>)	56
2.6. Analyse Multicritère (<i>AMC</i>).....	58

CHAPITRE IV: ANALYSE ET DISCUSSION DES RESULTAS

1. INTRODUCTION	61
2. PRETRAITEMENTS DES DONNEES IMAGES	61
3. CARTOGRAPHIE DE L'EROSION HYDRIQUE	63
3.1. Indices spectraux	63
3.1.1. Apport des bandes du PIR et du MIR dans le calcul des indices spectraux du sol (IF, IC, IB, I, T et S).....	64
a. Indices basés sur la forme de la courbe des réflectances des sols (IF, IC et IB)	64
b. Indices basés sur la couleur des sols (I, T et S)	67
3.1.2. Indices de végétation et les composantes principales	70
3.1.3. Combinaison des indices spectraux.....	72
3.2. Classification du Spectral Angle Mapper.....	77
3.2.1. Signatures prototypes	77
3.2.2. Exécution du SAM.....	78
3.3. Analyse Multicritère	80
3.3.1. Indice d'énergie d'eau (<i>IEE</i>).....	80
3.3.2. Unités lithologiques et couvert végétal.....	81
3.3.3. Intégration des données et analyses spatiales.....	82
4. COMPARAISON ET EXACTITUDE DES RESULTATS	84

CHAPITRE V: CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

1. CONCLUSION GENERALE	91
2. RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	92
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	94
ANNEXES	116

Liste des figures

Figure 1: (A) carte de localisation du site d'étude, (B) composé coloré de l'image ALI (rouge: bande 10, vert: bande 9, bleu: bande 8) du site d'étude.....	9
Figure 2: Extrait de la carte géologique du secteur d'étude (d'après Jenny, 1982) ..	12
Figure 3: les horizons du sol (http://www.sols-eaux.fr/Page1.html).....	14
Figure 4: Processus de l'érosion hydrique. (http://www.agirpouurladiable.org/html/do_erosion.html)	15
Figure 5: Vitesses critiques pour le détachement, le transport et le dépôt en fonction de la taille des particules (Hjulström, 1935).	17
Figure 6: Réponses spectrales des filtres du capteur ALI: (A) visible et PIR, (B) MIR.	32
Figure 7: Modèle numérique d'altitude du site d'étude.....	33
Figure 8: Organigramme de la méthodologie.....	35
Figure 9: Étapes de processus de télédétection (CCT, 2011): (A) source d'énergie ou d'illumination, (B) rayonnement et atmosphère, (C) interaction avec la cible, (D) enregistrement de l'énergie par le capteur, (E) transmission, réception et traitement, (F) interprétation et analyse, (G) application.....	37
Figure 10: Interface de l'extension "Orthorectification"	42
Figure 11: Réflectances spectrales caractéristiques des sols (Baumgardner <i>et al.</i> , 1985): (A) sol développé de texture fine avec une teneur élevée de matière organique (>2%), (B) sol non développé avec une faible teneur en matière organique (<2%) et un faible contenu en oxydes de fer (<1%), (C) sol développé avec une faible teneur en matière organique (<2%) et contenu moyen en oxydes de fer (1-4%), (D) sol de texture modérée avec une teneur élevée de matière organique (>2%) et faible contenu en oxydes de fer (1-4%), (E) sol de texture fine avec une teneur élevée en oxydes de fer (>4%).....	45
Figure 12: (A) espace de couleurs rouge-vert-bleu, (B) transformation hexagonale, (C) transformation double hexagonale, (D) transformation cylindrique (Al Wassai <i>et al.</i> , 2011).....	48
Figure 13: Procédure de la classification (Bonn et Rochon, 1992)	52
Figure 14: Angle spectral (en radian) entre le spectre de référence et celui de l'image dans un espace spectral bidimensionnel (Kruse <i>et al.</i> , 1993).....	53
Figure 15: Variation des MNF	55
Figure 16: Distribution spatiale des PPI.	55

Figure 17: Exemple du nombre des pixels qui coulent vers le point considérée (P).	57
Figure 18: Étapes des AMC	59
Figure 19: Comparaison des réflectances moyennes de l'image ALI avant et après correction: (A) étalonnage radiométrique, (B) correction atmosphérique, (C) correction topographique, (D) ortho-image englobant toutes les corrections.....	63
Figure 20: Comparaison entre les indices (IF, IC et IB) calculés à partir des bandes du visible et ceux calculés à partir du PIR et du MIR	66
Figure 21: Comparaison entre les indices (T, I et S) transformés à partir des bandes du visible et ceux transformés à partir du PIR et du MIR.	69
Figure 22: Cartes des indices de végétations en pseudo-couleurs: (A) NDVI, (B) TDVI.	71
Figure 23: Composantes principales (CP-1, CP-2 et CP-3).....	72
Figure 24: Exemple des 50 combinaisons des indices spectraux étudiées en système RGB ne reflétant pas la réalité terrain.....	73
Figure 25: Carte de dégradation des sols obtenue à l'aide de l'utilisation conjointe de l'IB (rouge), l'IC (vert) et l'IF (bleu): (A) carte en 2D superposée avec des courbes de niveau, (B) carte en 3D superposée avec des courbes de niveau.....	74
Figure 26: Carte de dégradation des sols obtenue à l'aide de l'intégration de l' I (rouge), de la S (vert) et de l'IF (bleu): (A) carte en 2D superposée avec des courbes de niveau, (B) carte en 3D superposée avec des courbes de niveau.....	75
Figure 27: Carte de dégradation des sols obtenue à l'aide de l'intégration du CP-1 (rouge), du CP-2 (vert) et du CP-3 (bleu): (A) carte en 2D superposée avec des courbes de niveau, (B) carte en 3D superposée avec des courbes de niveau.	76
Figure 28: Les signatures spectrales prototypes.....	78
Figure 29: Carte de dégradation des sols obtenue à l'aide de SAM: (A) carte en 2D superposée avec des courbes de niveau, (B) carte en 3D superposée avec des courbes de niveau.....	79
Figure 30: Indice d'énergie d'eau présenté en 3D.	80
Figure 31: Carte d'occupation des sols.....	81
Figure 32: Carte de dégradation des sols obtenue par les AMC: (A) carte en 2D superposée avec des courbes de niveau, (B) carte en 3D superposée avec des courbes de niveau.....	84
Figure 33: Localisation des points de validation	86

Liste des photos

Photo 1: Impact de l'érosion hydrique dans la région d'Azilal: (A) envasement du barrage Hassan-I, (B) infrastructures hydrauliques.....	3
Photo 2: Barrage Hassan-I	10
Photo 3: Rejaillissement des particules du sol suite à l'impact d'une goutte d'eau, ou effet splash (Leguédouis, 2003).....	16
Photo 4: Erosion hydrique en ravins (A et B) dans la région d'étude.....	21
Photo 5: Couverture d'arbre dans la zone d'étude, réduisant l'effet de ruissellement des eaux de surface.....	22
Photo 6: Terrasses horizontales dans la zone d'étude, réduisant l'effet de ruissellement des eaux de surface.....	22
Photo 7: (A) végétation éparses, (B) végétation relativement dense, (C) sols faiblement dégradés, (D) sols moyennement dégradés, (E, F) sols fortement dégradés.....	29
Photo 8: Vue panoramique du bord nord et sud du lac.....	89

Liste des tableaux

Tableau 1: Envasement de quelques barrages (situation 2003) (Bzioui, 2004).....	4
Tableau 2: Bandes spectrales du capteur ALI et leurs longueurs d'ondes (NASA, 2006).....	31
Tableau 3: Paramètres d'entrée au modèle de transfert radiatif 5S.....	40
Tableau 4: Répartition de la pondération (intra et inter-critères) des critères retenus pour l'AMC.	83
Tableau 5: Exactitude en % des trois méthodes utilisées.....	88
Tableau 6: Valeurs des paramètres utilisées dans le calcul de la $L^*(\lambda)$ et de la $\rho^*(\lambda)$	116
Tableau 7: Paramètres simulés du modèle 5S pour calculer la $\rho_s(\lambda)$	116

Acronymes

5S	: Simulation du Signal Satellitaire dans le Spectre Solaire
ACP	: Analyse en Composante Principale
ALI	: Advanced Land Imager
AMC	: Analyse Multicritère
ANSWERS	: Areal Non Point Source Watershed Environmental Response Simulation
CP	: Composante Principale
EOS-1	: Earth Observing System-1
EQM	: Erreur Quadratique Moyenne
ETM+	: Enhanced Thematic Mapper Plus
GCP	: Ground Control Point
GPS	: Système de Positionnement Global
I	: Intensité
IB	: Indice de Brillance
IC	: Indice de Coloration
IEE	: Indice d'Énergie d'Eau
IF	: Indice de Forme
Ka	: Coefficient Kappa
MIR	: Moyen InfraRouge
MNA	: Modèle Numérique d'Altitude
MNF	: Minimum Noise Fraction
NDVI	: Normalized Difference Vegetation Index
PIR	: Proche InfraRouge
PPI	: Pixel Purity Index
RUSLE	: Revised Universal Soil Loss Equation
S	: Saturation
SAM	: Spectral Angle Mapper
SIG	: Système d'Information Géographique
T	: Teinte
TDVI	: Transformed Difference Vegetation Index
TIN	: Triangular Irregular Network
TM	: Thematic Mapper
USLE	: Universal Soil Loss Equation

CHAPITRE I: INTRODUCTION GENERALE

1. Cadre générale d'étude

Le bassin Méditerranéen est une zone de transition entre les systèmes climatiques humides du nord et les systèmes secs et chauds du sud (Hill *et al.*, 1994). Comme une région de rencontre de ces différents courants climatiques, le Maroc pays au nord-ouest de l'Afrique vit depuis les 30 dernières années l'épisode la plus sec de son histoire contemporaine. Dans cette région et particulièrement dans les montagnes du Haut Atlas, la croissance du couvert végétal est limitée par l'action conjointe des températures élevées et du déficit hydrique. Cette situation engendre des écosystèmes vulnérables aux processus de dégradation des sols par érosion hydrique (MAEF, 2001). En plus de ces changements climatiques, les activités humaines dont la déforestation, les incendies de forêts et la mauvaise gestion des terres agricoles, accélèrent le processus de l'érosion hydrique. Cette dernière a des impacts socio-économiques négatifs à l'échelle locale, régionale, nationale et internationale. Elle réduit le potentiel de production des terres agricoles et l'optimisation des ressources naturelles en générales. En outre, elle présente un impact majeur sur la pollution diffuse dans les cours d'eau, sur l'envasement des barrages et sur les infrastructures hydrauliques (**Photo 1**). D'après Merzouki (1992), les grands barrages au Maroc recevaient environ 50 millions de tonnes de sédiments par année ce qui réduit, par conséquent, la capacité de stockage d'eau d'environ 0,5 % par année (Tahri *et al.*, 1993). En effet, cet envasement des barrages engendre des effets négatifs dans la production de l'énergie électrique et dans l'approvisionnement en eau potable et d'irrigation (MAEF, 2001). Le **Tableau 1** présente l'état d'envasement de quelques barrages au Maroc situés notamment dans le Rif et le Haut Atlas. Face à cette situation, le Maroc à un besoin de multiplier ses interventions pour évaluer les conséquences de l'érosion hydrique, et aussi de mettre au point des programmes de conservation appropriés des ressources naturelles, en particulier les sols et les eaux afin de promouvoir un développement durable. Pour ce faire, il est d'abord primordial de faire une diagnostique cartographique de la distribution spatiale des zones exposées à l'érosion hydrique.



Photo 1: Impact de l'érosion hydrique dans la région d'Azilal: (A) envasement du barrage Hassan-I, (B) infrastructures hydrauliques

Nom du barrage	Capacité initiale Mm ³	Volume perdu Mm ³	% Volume perdu	Volume moyen perdu/an Mm ³
El kansera	330,0	69,6	21,1	1,2
Moulay Youssef	197,0	39,6	20,1	2,5
Mohamed V	725,0	314,0	43,3	11,6
Masour Ed Dahbi	592,0	106,0	17,9	4,8
Ben El Ouidane	1484,0	183,7	12,4	4,5
Lalla Takerkoust	78,0	9,2	11,8	0,2
Hassan Eddakhil	369,0	22,0	6,0	1,2
Hassan-I	272,0	24,9	9,2	2,5

Tableau 1: Envasement de quelques barrages (situation 2003) (Bzioui, 2004)

2. Problématique

Pour la spatialisation des processus d'érosion hydrique, les modèles hydrologiques couplés aux modèles d'érosion ont été les plus populaires. En effet, l'équation universelle de pertes de sols (*Universal Soil Loss Equation: USLE*) de [Wischmeier et Smith \(1978\)](#) et l'équation universelle révisée de pertes de sols (*Revised Universal Soil Loss Equation: RUSLE*) de [Renard et al. \(1991\)](#) ont été utilisées pour quantifier la dégradation des sols dans différentes régions du monde. Dans la littérature, d'autres approches utilisent les traceurs radioactifs et la susceptibilité magnétique pour la caractérisation et la spatialisation de l'érosion des sols ([Moukhchane, 1999](#); [Mabit et al., 2007](#)). Toutefois, malgré la précision de ces méthodes elles nécessitent plus de logistique, de temps et de coûts. En outre, l'application de ces approches quantitatives reste parfois difficile, le cas par exemple d'un paysage complexe composé d'une mosaïque d'unités de paysage, dont chaque groupe d'unités peut réagir différemment aux actions érosives de l'eau. Ou bien, dans le cas de l'insuffisance des données au niveau des paramètres contrôlant le

phénomène de l'érosion hydrique comme les données pluviométriques. Par rapport à ces méthodes expérimentales classiques et notamment dans les régions arides à semi-arides, la synergie entre la télédétection et les systèmes d'information géographique (SIG) a montré des avantages importants pour la cartographie de l'érosion des sols sur des grands territoires avec des coûts raisonnables et en assurant une bonne précision. En effet, dans ces régions la surveillance de l'état de dégradation des sols par télédétection est particulièrement adaptée du fait que les surfaces exposées directement au champ d'observation du capteur sont facilement détectables en influençant de façon significative le signal satellitaire à cause des variations de leurs couleurs et de leurs brillances. Ces variables sont des expressions synthétiques de la composition physico-chimiques des sols de leurs structures et de leurs textures à un moment donné (Post *et al.*, 1994). La couleur et la brillance des sols sont intimement liées aux variations de leurs propriétés spectrales qui sont fortement corrélées aux états de dégradation des sols (Escadafal, 1989). En exploitant la corrélation entre la signature spectrale de la surface et son état de dégradation, les indices spectraux et les différentes méthodes basées sur la similarité spectrale telles que, l'analyse de mixture spectrale et le Spectral Angle Mapper (SAM) sont largement utilisés pour la caractérisation de l'état de dégradation des sols (Escadafal *et al.*, 1994; Hill *et al.*, 1994; Escadafal et Bacha, 1996; Mathieu et Pouget, 1998; Margate et Shrestha, 2001; Haboudane *et al.*, 2002; Chikhaoui *et al.*, 2007; Zhuo *et al.*, 2008). Par ailleurs, de nombreuses recherches ont démontré l'intérêt de l'intégration et de l'analyse multicritère (AMC) dans un SIG des différents paramètres dérivés des données multisources, de télédétection et du MNA (*Modèle Numérique d'Altitude*) pour la cartographie des aires exposées à l'érosion hydrique (Bou Kheir *et al.*, 2006; Haboudane *et al.*, 2002; Bensaid *et al.*, 2007; Bannari *et al.*, 2008a; Nekhay *et al.*, 2009; Chikhaoui *et al.*, 2010; Macary *et al.*, 2010). Notons que l'expression « dégradation des sols » est souvent évoquée dans cette recherche et qui désigne aussi « érosion hydrique » car le type d'érosion des sols rencontré dans la zone d'étude est essentiellement d'origine hydrique.

3. Objectifs et hypothèses de la recherche

Cette recherche porte sur la cartographie de l'érosion hydrique dans le pourtour du barrage Hassan-I dans le Haut Atlas Central marocain en utilisant la télédétection et les SIG.

De façon plus spécifique, les objectifs de cette recherche sont les suivants:

- Cartographie de l'érosion hydrique dans le pourtour du barrage Hassan-I;
- Evaluation de la richesse spectrales du capteur ALI (*Advanced Land Imager*) de la plateforme EOS-1 (*Earth Observing System-1*) pour la cartographie de l'érosion hydrique;
- Analyse des potentiels et des limites des indices spectraux pour la cartographie de l'érosion hydrique en utilisant les données ALI EOS-1;
- Evaluation du potentiel de la méthode du SAM pour la cartographie de l'érosion hydrique en utilisant les données ALI EOS-1;
- Evaluation de l'analyse multicritère pour la cartographie de l'érosion hydrique.

Les hypothèses scientifiques sur lesquelles repose notre étude:

- ✗ Richesse spectrale et la résolution spatiale importante du capteur ALI EOS-1;
- ✗ Plusieurs indices spectraux développés dans la littérature pour caractériser l'état de surface;
- ✗ Classification du SAM présente des avantages importants par rapport aux autres classifications conventionnelles orientées pixel;
- ✗ Plusieurs paramètres déterminant dans les processus de l'érosion hydrique peuvent être dérivés à partir de la télédétection;
- ✗ Importance de l'analyse hydrologique du MNA dans la compréhension du comportement de terrain vis-à-vis aux processus de dégradation.

4. Organisation de la thèse

La présente thèse est subdivisée en cinq chapitres. Le premier chapitre consiste en une introduction générale qui expose le cadre générale d'étude, la problématique, les objectifs, les hypothèses de la recherche et la présentation du site d'étude. Le deuxième chapitre met l'accent sur les études d'érosion hydrique à travers une étude bibliographique approfondie présentant différentes approches qualificatives et quantitatives. Le troisième chapitre présente les données utilisées telles que, les données images, les données terrain et le MNA, ainsi que la méthodologie adoptée pour répondre aux objectifs assignés dans ce travail: prétraitements des données image, traitements et transformation des données image, dérivation des paramètres à partir d'un MNA et analyse multicritère. Le quatrième chapitre est consacré aux analyses et aux discussions des résultats obtenus par différents approches. Quant au dernier chapitre, il porte sur les conclusions et les recommandations de ce travail.

5. Présentation de la zone d'étude

5.1. Cadre géographique et économique

Le site d'étude est situé dans le Haut Atlas marocain à 30 km au sud-ouest de la ville d'Azilal (**Figure 1**) et particulièrement dans le pourtour du barrage Hassan-I. Il couvre une superficie de 70 km² limité par les coordonnées géographiques suivantes: 31°45'N - 31°50'N et 6°45'O - 6°51'O. Les altitudes dans ce secteur varient entre 720 et 1980 m. Le barrage Hassan-I (**Photo 2**) est construit sur l'oued Lakhdar qui est un affluent de l'oued Tessaout traversant l'extrémité sud du bassin hydrologique de l'Oum-Er-Rbia. Le barrage Hassan-I, son barrage de compensation et de prise de Sidi Driss ainsi que le Canal de Rcade long de 120 km, constituent la pièce maîtresse de transfert d'eau vers la région du Haouz central. Cet ensemble régularise un volume annuel de 350 Mm³ dont 50 Mm³ sont réservés pour irriguer 7.600 ha répartis entre la plaine de la Tessaout-aval et la petite et moyenne hydraulique située à l'aval immédiat des deux barrages. Les 300 Mm³ transférés au Haouz central permettront, en phase de croisière, d'irriguer 35.400 ha, de fournir 40

Mm³ pour l'alimentation en eau potable et industrielle de Marrakech et de produire annuellement une moyenne de 132 Gwh d'énergie électrique ([SECEE, 2011](#)).

Le choix de site d'étude est basé sur plusieurs critères. Parmi ceux-ci, on peut citer :

- La dégradation des sols par érosion hydrique présente à un impact très néfaste au niveau de la région ([FAO, 1983](#));
- D'autres travaux ont été effectués dans la même région d'étude en utilisant l'image ETM+ ([Parenteau et al., 2003](#)). Toutefois nous sommes intéressé d'évaluer le potentiel d'un nouveau capteur plus riche spectralement que l'image ETM+ pour la caractérisation de la dégradation des sols dans un milieu semi-aride, il s'agit de l'image ALI. L'application de cette image dans ce domaine d'application comme le calcul des indices spectraux et la classification du SAM a été mis au point pour la première fois dans cette étude.
- Barrage Hassan-I présente un exemplaire de plusieurs barrages du Haut Atlas marocain du fait que ces barrages sont construits sur des cuvettes synclinales constituées de formations gréso-pélimitiques.

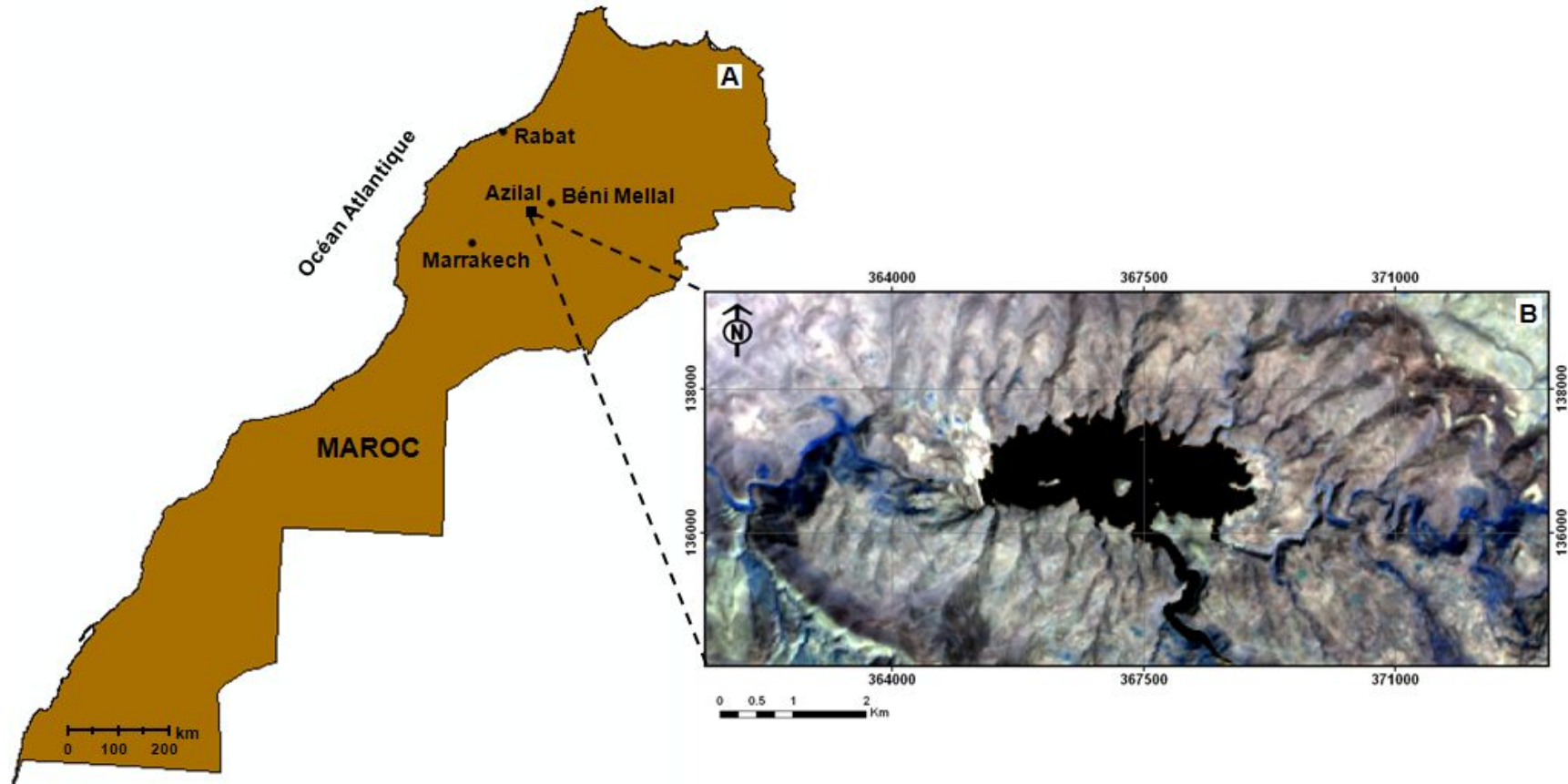


Figure 1: (A) carte de localisation du site d'étude, (B) composé coloré de l'image ALI (rouge: bande 10, vert: bande 9, bleu: bande 8) du site d'étude.



Photo 2: Barrage Hassan-I

5.2. Climat

La zone d'étude est caractérisée par un climat semi-aride avec des températures annuelles moyennes de 20,5 °C maximales de 45 °C, et une pluviométrie annuelle moyenne de 300 mm (Agoumi et Debbarh, 2006). Les précipitations surviennent rarement mais avec une forte intensité et durant une courte période de temps, notamment entre les mois de décembre et mars, ce qui accélère le phénomène des pertes des sols dans cette région ayant un couvert végétal faible et dispersé.

5.3. Végétation

Dans la zone d'étude le couvert végétal est principalement composé de chênes verts, de genévrier, de thuya de barbarie, d'oliviers, de lauriers, d'euphorbes, de cactus et de palmiers nains. Les forêts dans ces régions sont d'un intérêt mondial, cependant leur intégrité écologique et leur survie sont menacées par le surpâturage non contrôlé, la surexploitation du bois de chauffe et du bois d'œuvre et par la déforestation pour la conversion à l'agriculture (PNUD, 2008).

5.4 Lithologie

Le site d'étude épouse la forme d'une dépression sensiblement allongée en direction est-ouest, qui correspond au synclinal de Guettioua. Le cœur de ce dernier est occupé par la formation géologique composée de sédiments grésopellitiques rouges du Jurassique supérieur (Monbaron *et al.*, 1999). Le synclinal est entouré par des anticlinaux où affleurent les terrains calcaires du Jurassique inférieur. Les crêtes qui limitent ce synclinal peuvent atteindre une altitude supérieure à 1900 m. Les pentes sont relativement plus fortes au sud qu'au nord. Sur le plan de la lithostratigraphie, on distingue, de la base vers le sommet, les argiles roses et des coulées basaltiques du Trias, les calcaires et les dolomies du Jurassique inférieur, une alternance de marnes et de calcaires du Jurassique moyen, des grès, des pélites et des conglomérats rouges du Jurassique supérieur. Le barrage Hassan-I est construit sur une formation relativement imperméable de nature grésopélitique, formée par une alternance de bancs pélitiques et de bancs gréseux (Monbaron *et al.*, 1999). La **Figure 2** présente une carte géologique simplifiée du secteur d'étude (Jenny, 1982).

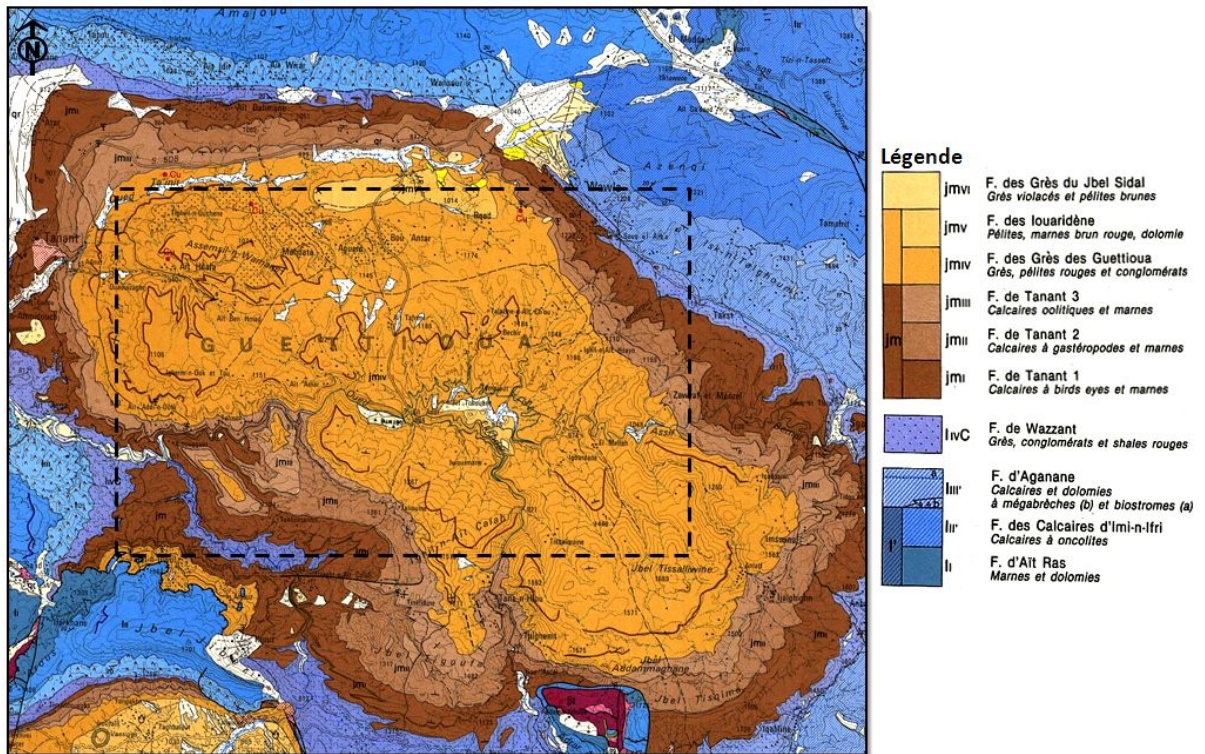


Figure 2: Extrait de la carte géologique du secteur d'étude (d'après Jenny, 1982)

CHAPITRE II: METHODES CARTOGRAPHIQUES DE L'EROSION HYDRIQUE

1. Généralité sur l'érosion hydrique

1.1. Définition d'un sol

En pédologie, le sol est le produit de l'altération de la roche mère sous jacente, avec un apport de matières organiques. Il correspond à la couche superficielle visible par l'homme sur les continents. La particularité d'un sol est la présence simultanée de matières organiques (M.O) et minérale contrairement à la roche mère dont il est issu (Gautie, 2007). Ainsi, le sol se présente sous forme de strates plus ou moins bien définies et continues, avec une texture et une structure qui évolue en fonction des strates. On parle alors de profil de sol, ou chaque profil est constitué d'horizons (Figure 3:).

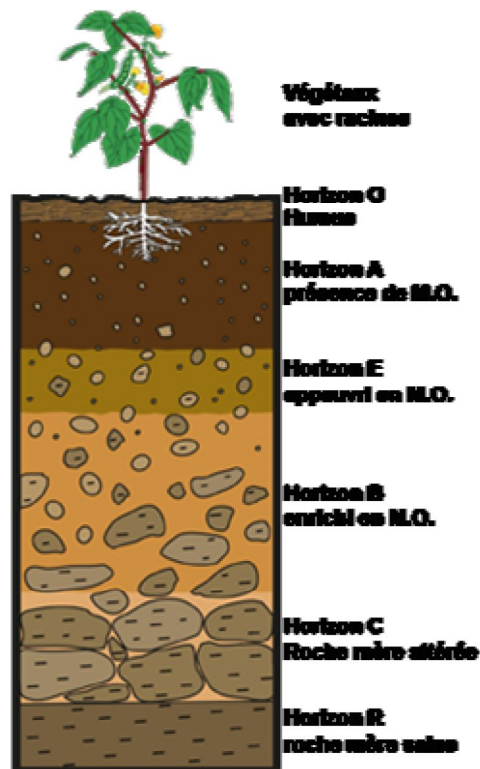


Figure 3: les horizons du sol (<http://www.sols-eaux.fr/Page1.html>)

1.2. Définition et processus de l'érosion hydrique

Le terme d'érosion englobe toutes les formes d'usure affectant la couche superficielle de l'écorce terrestre. Celles-ci se distinguent habituellement selon la

nature de l'agent en cause: érosion hydrique, érosion éolienne, érosion glaciaire, érosion fluviale, érosion marine (ou littorale), érosion anthropique, etc. (Soutter *et al.*, 2007). L'érosion hydrique est généralement à l'origine des plus grandes pertes de sol que les autres types d'érosion. Elle se définit comme étant le détachement, le transport et le dépôt des particules du sol (**Figure 4**) sous l'action, en général combinée, de la pluie et du ruissellement et dont l'expression varie en fonction de plusieurs facteurs tels que, le climat, la topographie, les propriétés des sols, la végétation et les pratiques agricoles (Lal, 2001; Vrieling, 2006; Mohsine, 2009).

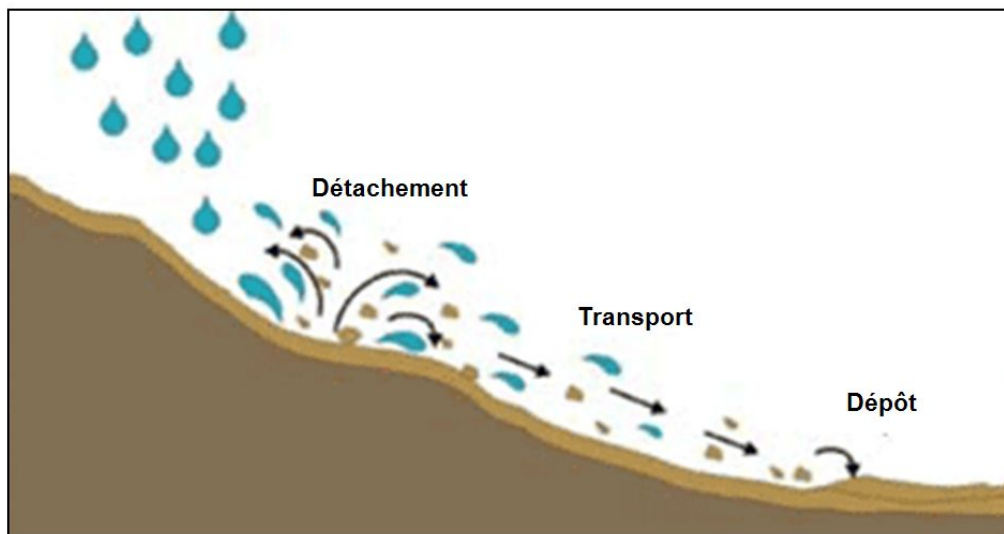


Figure 4: Processus de l'érosion hydrique.

(http://www.agirpouirladiable.org/html/do_erosion.html)

1.1.1. Détachement des particules du sol

Le détachement mobilisant les fines particules de la surface du sol peut être assuré de deux manières (Rose, 1985; Boiffin, 1994; Sharma, 1996; Leguédois, 2003; Cheggour, 2008): soit sous l'action des gouttes de pluie qui correspond au rejaillissement des particules du sol (effet *splash*) (**Photo 3**), soit sous l'action de ruissellement. L'importance du flux de détachement est contrôlé essentiellement par l'énergie cinétique des gouttes de pluie, par le couvert végétal et par les caractéristiques du sol (texture, taux de matière organique, état de surface et humidité du sol avant la pluie).

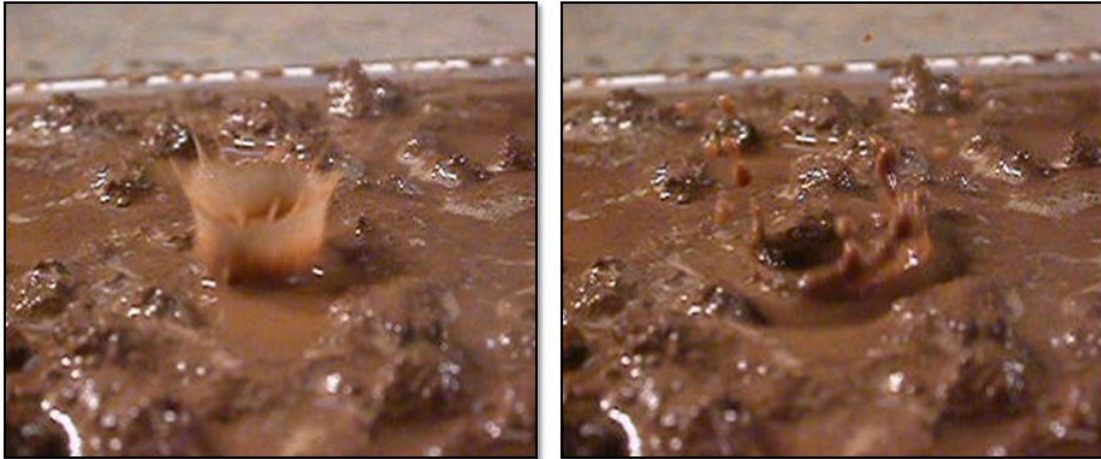


Photo 3: Rejaillissement des particules du sol suite à l'impact d'une goutte d'eau, ou effet splash ([Leguédois, 2003](#)).

1.1.2. Transport des particules du sol

Le ruissellement est l'agent principal de l'exportation des particules du sol mis en mouvement sur une surface ([Leguédois, 2003](#)). Sa production est fortement liée aux caractéristiques physiques de son état de surface et à sa couverture végétale. En effet le ruissellement se génère lorsque les sols sont saturés du fait que l'intensité de la pluie est supérieure à la capacité d'infiltration de la surface du sol, par contre la présence de la végétation tend à ralentir la vitesse de ruissellement ([Cyr et al., 1993](#); [Anys et al., 1994](#); [Al Karkouri et al., 2000](#); [Sabir et al., 2004](#)).

1.1.3. Dépôts des particules du sol

Le dépôt ou la sédimentation se produit lorsque la force du ruissellement n'est plus suffisante pour maintenir les particules en mouvement ([Lecomte, 1999](#)). Il s'effectue en fonction de la granulométrie des particules (**Figure 5**): les éléments les plus grossiers auront tendance à se déposer en zone de replat, les éléments les plus fins arrivent le plus souvent jusqu'aux cours d'eau.

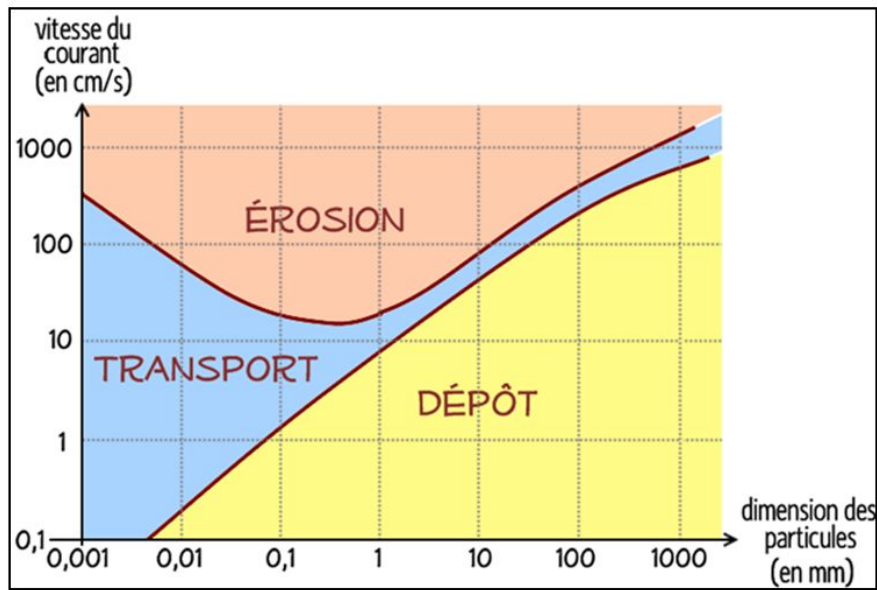


Figure 5: Vitesses critiques pour le détachement, le transport et le dépôt en fonction de la taille des particules (Hjulström, 1935).

1.2. Facteurs de l'érosion hydrique.

L'érosion hydrique est le résultat de l'interaction de multiples facteurs qui, selon plusieurs chercheurs, semblent à être les mêmes partout dans le monde: la pluie, la topographie, les propriétés des sols, la végétation et les pratiques agricoles (Wischmeier et Smith, 1978; Bou kheir *et al.*, 2001; Lal, 2001; Vrieling, 2006).

1.2.1. Pluie

La pluie est reconnue depuis longtemps comme un agent essentiel de l'érosion des sols (Ellison, 1944). Wischmeier et smith (1962) ont rapporté que le diamètre des gouttes de pluie, leur distribution, leur vitesse de chute et leur masse totale déterminent la capacité de détachement des particules du sol par les précipitations et donc l'érosion hydrique. Cette dernière se développe ainsi lorsque les eaux de pluie, ne pouvant plus s'infiltrer dans le sol. Ce refus du sol apparaît soit lorsque l'intensité des pluies est supérieure à l'infiltrabilité de la surface du sol, soit lorsque la pluie arrive sur une surface partiellement ou totalement saturée par une nappe (Le Bissonnais *et al.*, 2002).

Dans les régions méditerranéennes les précipitations sont irrégulières et souvent violentes sous formes d'averses brutales, pouvant provoquées des crues importantes (Koulm *et al.*, 2005), ces précipitations deviennent importantes entre les mois de novembre et mars, période durant laquelle les sols cultivés sont nus en provoquant plus de dégradation des sols (Bou kheir *et al.*, 2001).

1.2.2. Pente

Plusieurs chercheurs (Poesen, 1984; Kinnell, 1990; Huang, 1995; Chaplot et Le Bissonnais, 1999) ont mis en évidence l'effet de la pente sur le déclenchement de l'érosion hydrique. Ils ont démontré que l'érosion par pluie augmente significativement lorsque la pente passe de 2 à 8% en se basant sur des mesures réalisées sous pluies naturelles et simulées à l'échelle du mètre carré. Par ailleurs, la forme de la pente joue un rôle primordial dans le processus de l'érosion hydrique; une pente convexe indique une accélération relative de l'écoulement et donc des risques d'érosion alors qu'une pente concave indique une zone de décélération relative de l'écoulement, lieu dominé par les processus d'accumulation (D'Souza et Morgan, 1976; Florinsky, 1995; Haboudane *et al.*, 2007).

Dans les pays du pourtour méditerranéen, la tectonique a créé un paysage à la topographie accidentée en produisant des pentes raides et très divers (Roose et Sabir, 2002; Antipoli, 2003). Cette variation topographique engendre des écosystèmes vulnérables aux processus de dégradation des sols (Neboit Guilhot, 1990; Koulouri et Giourga, 2007; Lahmar et Ruellan, 2007).

1.2.3. Propriétés des sols

Les sols se différencient en terme de résistance à l'érosion hydrique en fonction de leurs propriétés comme la structure, la texture et la teneur en matière organique (Lal, 2001; Bou kheir *et al.*, 2001; Vrieling, 2006). Finke *et al.* (1998) ont montré que les horizons de surface ayant une texture fine sont sensibles à l'érosion hydrique ainsi que les sols relativement pauvres en matière organique. En effet, la matière organique est un facteur qui a une action sur l'agrégation et la structure des sols, en agissant comme un liant entre les particules minérales du sol (Mohsine, 2009).

Les sols de la région méditerranéenne sont souvent peu profonds dont la résistance à l'érosion est plus faible (Bou Kheir, 2001). Ils sont généralement fragiles du fait de leur faible structure et leur faible teneur en matière organique et sont principalement composée par des argiles et des marnes (Boulaine, 1972). Par ailleurs, la présence des fragments rocheux dans l'horizon superficiel de ces sols diminue la vitesse du ruissellement, par conséquent, la diminution de l'érosion (Poesen, 1990).

1.2.4. Végétation

L'érosion hydrique augmente lorsque le sol n'a qu'un faible couvert végétal ou résidus. Ces derniers jouent un rôle important dans le contrôle des phénomènes d'évapotranspiration, d'écoulement, d'infiltration et de l'enrichissement du sol en matière organique. En effet, Roose et Arabi (1994) ont prouvé que sous un couvert végétal naturel dépassant 40% associée à des fortes pentes, les pertes de terre peuvent être très réduites. Pour protéger le sol, la couverture végétale figure dans la majorité des programmes de conservation des sols (Houghton et Charman, 1986). Dans les régions méditerranéennes, la nature du couvert végétal est limitée par l'action conjointe des températures élevées et du déficit hydrique (Pueyo et Alados, 2006). Il est souvent épars et clairsemé, ce qui rend les terres très susceptibles à l'érosion hydrique (Bou kheir, 2001; Lahmar et Ruellan, 2007). Par contre, les sols sous forêts bien entretenues sont relativement protégées (Delhoume, 1991; Roose, 1994; Bou kheir, 2001).

1.2.5. Utilisation des sols

Les activités humaines tiennent actuellement une place importante en accélérant le processus de dégradation des sols. Evidemment, le surpâturage non contrôlé, la surexploitation du bois de chauffe et du bois d'œuvre et le déboisement illégal détériorent les forêts existantes, par conséquent, le ruissellement devient fort en générant une forte érosion par la suite (Benchaabane, 1997). En outre, les pratiques agricoles sur des pentes augmentent les risques de dégradation des sols (Chikhaoui, 2005).

Dans les régions méditerranéennes, l'intensité de l'érosion hydrique des sols est affectée significativement par ces activités humaines (Yalon, 1997; Bou kheir, 2001). Notons que les incendies des forêts présentent un sérieux problème qui entraîne des dommages considérables dans ces régions (Bell et Walker, 1992; Roberts, 1998).

1.3. Formes d'érosion hydrique en surface

Le ruissellement tend à donner des écoulements de plus en plus concentrés, depuis les rigoles jusqu'aux ravins, et chaque type d'écoulement à une forme d'érosion qui lui est propre; par conséquent on distingue:

1.3.1. Erosion en nappe

L'érosion en nappe est le stade initial de dégradation, il se produit lorsque l'énergie des gouttes de pluie s'applique à toute la surface du sol et le transport des matériaux détachés s'effectue par le ruissellement, autrement dit c'est une forme d'érosion diffuse. De ce fait, elle est peu visible d'une année à l'autre (Roose, 1994).

1.3.2. Erosion en rigoles

L'érosion en rigoles peut être définie par une concentration des eaux de ruissellement qui morcelle le sol et forme un réseau de rigoles (Derruau, 1988).

1.3.3. Erosion en ravins

L'érosion en ravins (ou ravinement) est le stade avancé de l'érosion en rigoles, les ruisseaux de surface creusent dans le sol un canal d'écoulement, et la rigole s'approfondit et donne naissance à un ravin (Hilborn et Stone, 1996). Dans plusieurs endroits de notre région d'étude (**Photo 4**), l'érosion en ravins est beaucoup plus active que les autres formes d'érosion.

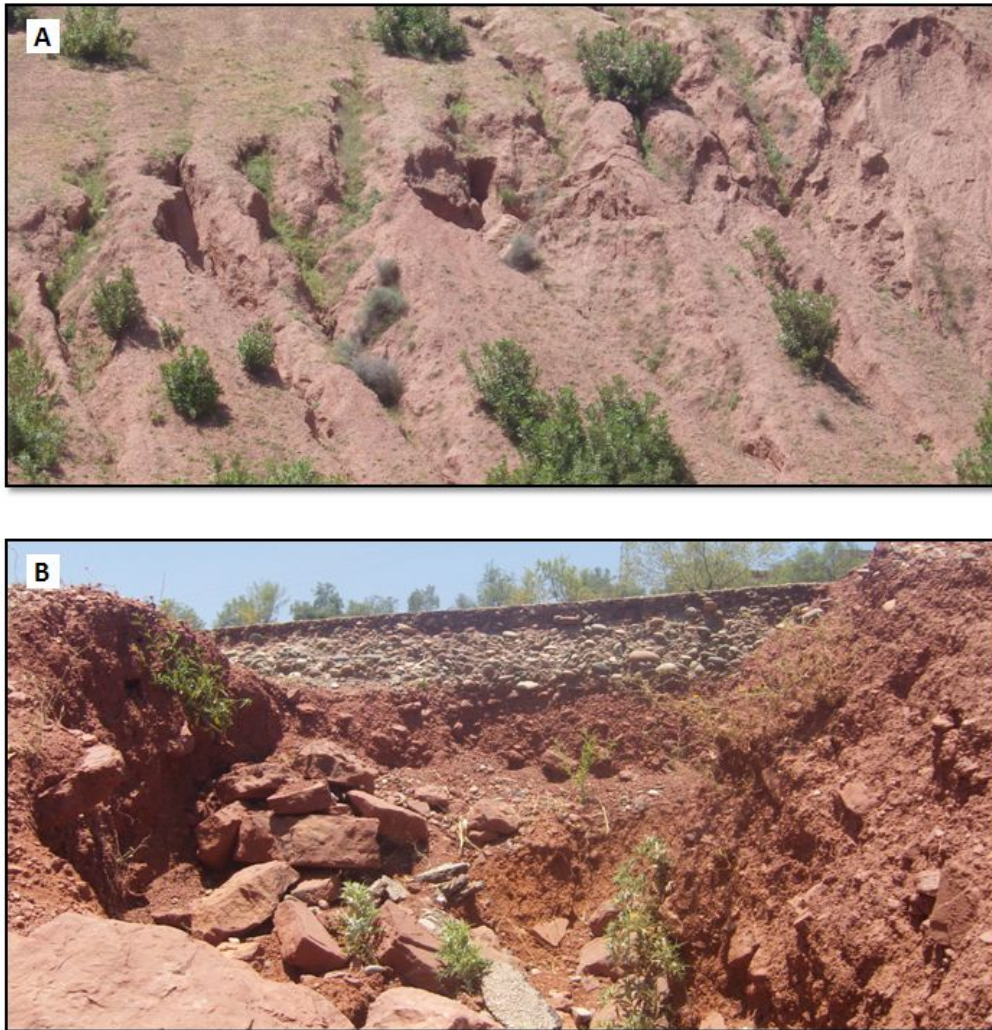


Photo 4: Erosion hydrique en ravins (A et B) dans la région d'étude.

1.4. Moyens de lutte contre l'érosion hydrique

Les conséquences de l'érosion hydrique sont perçues, avec le plus d'acuité, au niveau de l'envasement des barrages. Pour la lutte antiérosive, plusieurs dispositifs ont été considérés pour lutter contre l'érosion. L'emploi d'une couverture d'herbe constitue un moyen très efficace (**Photo 5**). En effet, elle offre une très bonne protection à la surface du sol en réduisant le ruissellement de surface ([Anys, 1991](#)). Selon des études de la [FAO \(1983\)](#), la végétation devrait recouvrir au moins 70% de la surface du terrain pour assurer un couvert adéquat contre l'érosion hydrique.

En outre, d'autres techniques ont été utilisées en diminuant le ruissellement comme la mise en place des terrasses horizontales (**Photo 6**). Par ailleurs, d'autres

dispositifs ont été adaptés pour améliorer la structure et la fertilité du sol comme l'exemple de la rotation des cultures.



Photo 5: Couverture d'arbre dans la zone d'étude, réduisant l'effet de ruissellement des eaux de surface.



Photo 6: Terrasses horizontales dans la zone d'étude, réduisant l'effet de ruissellement des eaux de surface.

2. Approches cartographiques de l'érosion hydrique

Dans cette partie de l'étude bibliographique, l'objectif visé est de donner un aperçu sur des méthodes et des techniques utilisées dans la cartographie de l'érosion hydrique. Généralement on distinguera d'une part des approches quantitatives basées sur des modèles hydrologiques de pertes de sols fondés par des nouvelles technologies (SIG et télédétection) et sur l'utilisation des traceurs radioactifs, et d'autres part des approches qualitatives basées pareillement sur les SIG et la télédétection.

2.1. Approches quantitatives

2.1.1. Modèles hydrologiques de pertes de sols

a. Modèles empiriques

Les modèles empiriques consistent à établir une loi mathématique qui relie la variable de sortie à des variables d'entrée, dont la forme et les coefficients sont fixés à l'aide d'observations et de mesures sur le terrain. Ceci est effectué de façon expérimentale en ajustant les valeurs calculées par le modèle à celles mesurées sur le terrain. Le modèle le plus connu est celui proposé par [Wischmeier et Smith \(1978\)](#) sous le nom d'USLE. Il se présente sous la forme suivante:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

où

A: Perte en terre par unité de surface et par unité de temps;

R: Facteur d'érosivité des pluies;

K: Facteur d'érodabilité des sols;

LS: Facteur topographique (la longueur et l'inclinaison de pente du terrain);

C: Facteur du couvert végétal regroupant le couvert végétal, son niveau de production et les systèmes cultureux qui y sont associés;

P: Facteur de pratique antiérosive.

b. Modèles physiques :

Depuis quelques années, grâce à une connaissance plus approfondie des mécanismes de l'érosion hydrique, de nouveaux modèles basés sur les aspects physiques du processus d'érosion ont été mis au point. Ces modèles utilisent des équations mathématiques pour reproduire le processus d'érosion hydrique en formulant leurs différentes étapes physiques (Company Redmond, 1996). Le modèle le plus utilisé est ANSWERS (*Areal Non Point Source Watershed Environmental Response Simulation*, Beasley *et al.*, 1980) créé pour simuler le comportement érosif et hydrologique d'une petite parcelle agricole durant et immédiatement après un événement pluvieux.

2.1.2. Apport des SIG et de la télédétection pour la modélisation de pertes de sols.

Dans une étude bibliographique, Bonn *et al.* (1998) ont souligné l'apport des SIG et de la télédétection pour la spatialisation des modèles de pertes de sols sur des grandes étendus. En effet, l'utilisation des données satellitaires pour la détermination du facteur C lié à la couverture végétale du modèle USLE a été démontrée (Anys, 1991, Chakroun, 1993). Par ailleurs, l'intérêt d'associer les SIG aux modèles d'érosion se situe en première lieu à la détermination de certains paramètres telle que la topographie, et en deuxième lieu aux fonctions d'analyse et de superposition des cartes matricielles pour produire des cartes d'érosion. Toutefois, l'application de ces modèles entraîne certaines contraintes et limites, ce qui nécessite une validation physique en utilisant les traceurs radioactifs comme dans les travaux d'Ait Fora, (1995).

2.1.3. Utilisations des traceurs radioactifs

La technique des marqueurs radio-isotopes (^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be) constitue un moyen efficace qui permet de rendre compte les mouvements de sol et d'évaluer de façon quantitative les pertes en sol. C'est une source importante d'information du comportement des systèmes sol-végétation-eau à long, moyen et court terme. Cette technique apparaît ainsi complémentaire aux méthodes conventionnelles qui

permettent de quantifier l'érosion hydrique. Le traceur radio-isotope ^{137}Cs est particulièrement bien adapté pour les études d'érosion hydrique dans plusieurs régions du monde (Ritchie et Ritchie, 2007). Au Maroc, les études relatives à l'utilisation de ce traceur radio-isotope sont extrêmement nombreuses (Ait Fora, 1995; Benmansour *et al.*, 2000; Bouhlassa *et al.*, 2000; Nouria *et al.*, 2003).

2.2. Approches qualitatives

2.2.1. Intégration et analyse multicritère des facteurs contrôlant l'érosion dans un SIG

La démarche adoptée consiste en l'intégration et l'analyse multicritère, dans un environnement SIG, des facteurs classiques qui contrôlent l'érosion hydrique telles que la pente, la végétation et l'érodabilité des sols (Bachaoui *et al.*, 2007; Kouadio *et al.*, 2007; Tian *et al.*, 2008). Par ailleurs, certains modèles en plus de ces facteurs classiques, utilisent d'autres facteurs à savoir: l'imperméabilité des roches (Bou Kheir *et al.*, 2006), les caractéristiques géomorphologiques qui contrôlent l'agressivité du ruissellement et les indices spectraux qui présentent des bons indicateurs de l'état de surface (Haboudane *et al.*, 2002; Bannari *et al.*, 2008a).

2.2.2. Traitement d'images satellitaires

Plusieurs travaux ont montré l'intérêt de la télédétection spatiale pour la caractérisation de l'état de surface des sols particulièrement dans les régions arides et semi-arides. Une des approches les plus utilisées est celle des indices spectraux, tels que l'indice de forme (*IF*), l'indice de coloration (*IC*) et l'indice de brillance (*IB*) (Escadafal et Huete, 1991; Escadafal *et al.*, 1994; Escadafal et Bacha, 1996; Mattikalli, 1997; Mathieu et Pouget, 1998; Koutsias *et al.*, 2000; Haboudane *et al.*, 2002; Fontes et Carvalho, 2005; Chikhaoui *et al.*, 2007; Bannari *et al.*, 2008a; Zhuo *et al.*, 2008). Par ailleurs, les techniques de classification basées sur la similarité spectrales sont largement utilisées pour la caractérisation de l'état de surface. Ces techniques ont été mise en œuvre dans plusieurs études cartographiques de dégradation des sols (Hill *et al.*, 1994; Margate et Shrestha, 2001; Haboudane *et al.*, 2002; Chikhaoui *et al.*, 2007).

CHAPITRE III: DONNEES ET METHODES

1. Données utilisées

1.1. Données de terrain

Dans le but de caractériser les différents éléments descripteurs du milieu de notre site étude, nous nous sommes basés sur des missions de terrain munis d'un Système de Positionnement Global (*GPS*) assurant une précision de ± 5 m et un appareil photo numérique de 35 mm. Cela nous a permis de classer notre zone d'étude en cinq classes d'occupation du sol (**Photo 7**):

- Végétation éparses correspondant à la végétation herbacée et aux cultures (**Photo 7, A**);
- Végétation relativement dense correspondant aux espèces forestières (chênes verts, genévriers et thuya de barbarie), (**Photo 7, B**);
- Sols faiblement dégradés de nature argile-grés et développés sur un terrain relativement accidenté où le couvert végétal est préservé et formé d'espèce forestière. Ces zones sont caractérisées par l'absence d'habitation de population riveraine et de pratiques agricoles (**Photo 7, C**);
- Sols moyennement dégradés de nature argile-grés et développés sur un terrain moyennement accidenté. Le couvert végétal est moyennement dégradé et formé d'espèce forestière. Ces zones sont caractérisées par l'absence d'habitations de population riveraine et de pratiques agricoles (**Photo 7, D**);
- Sols fortement dégradés de nature argile-grés et calcaire développés sur un terrain peu à moyennement accidenté. Le couvert végétal est très dégradé. Ces zones sont caractérisées par la présence d'habitations de population riveraine et de pratiques agricoles (**Photo 7, E et F**).



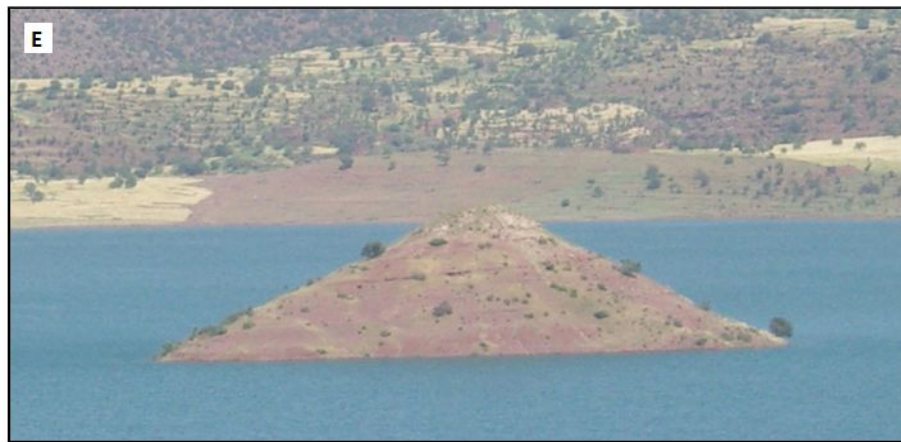


Photo 7: (A) végétation épars, (B) végétation relativement dense, (C) sols faiblement dégradés, (D) sols moyennement dégradés, (E, F) sols fortement dégradés.

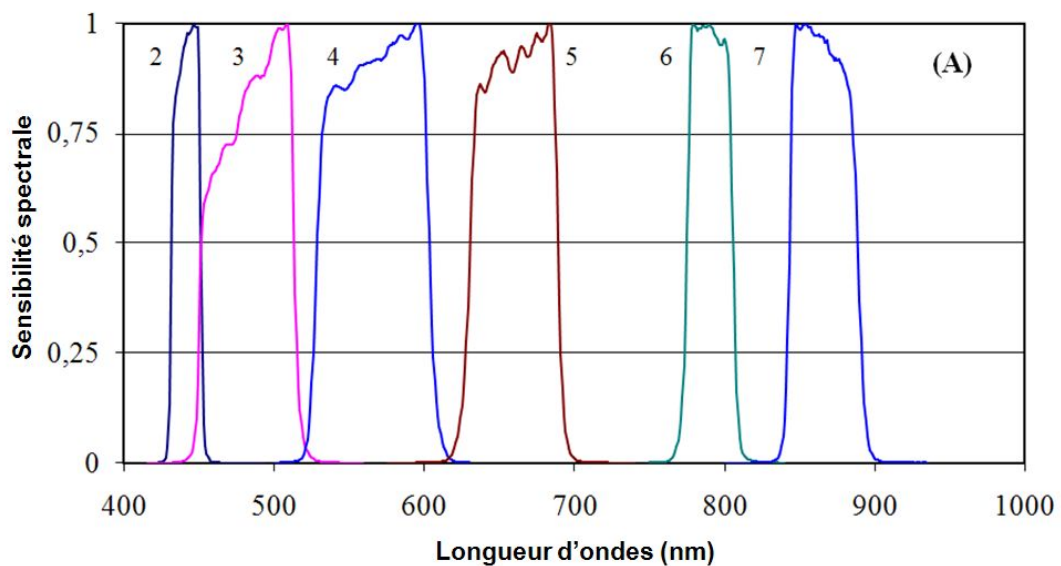
1.2. Données images

L'image utilisée dans cette recherche a été acquise le 1^{er} octobre 2007 par le capteur ALI (*Advanced Land Imager*) qui est le premier instrument d'observation de la terre lancé dans le cadre du programme "New Millennium Program" de la NASA, à bord du satellite EOS-1 (*Earth Observing System-1*) (NASA, 2006). Ce capteur forme le point de départ d'une nouvelle technologie pour améliorer la série des capteurs TM (*Thematic Mapper*) et ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*), et assurer la continuité des données de la série Landsat. Il emploie une nouvelle optique grande angulaire et il assure l'acquisition des données en modes panchromatique et multispectral. Il fonctionne en mode peigne (*pushbroom*), assurant une géométrie d'acquisition plus stable que celle basée sur le balayage transversal des capteurs MSS, TM et ETM+ (Ungar, 2001). Placé sur une orbite à 705 km, il permet une acquisition des images avec une taille nominale de 37 par 42 km. La résolution spatiale des 9 bandes multispectrales est identique à celle du capteur ETM+ de Landsat, soit 30 m. Par contre, sa résolution spatiale en mode panchromatique est meilleure que celle du capteur ETM+ (10 m versus 15 m). Parmi les 9 bandes du capteur ALI, 5 bandes opèrent dans des régions spectrales similaires à celles des bandes du capteur ETM+ (1, 2, 3, 5 et 7). La bande 4 du domaine proche infrarouge (*PIR*) de ETM+ est divisée en deux bandes couvrant les longueurs d'ondes entre 0,775-0,805 μm et 0,845-0,890 μm . Entre autres, il possède deux bandes additionnelles; les bandes 2 et 8 couvrant, respectivement, les longueurs d'ondes 0,433-0,453 μm (visible) et 1,20-1,30 μm (*moyen infrarouge: MIR*). Cette richesse spectrale, notamment dans le moyen infrarouge, a été exploitée dans plusieurs applications cartographiques, telles que la géologie, la pédologie, la salinité des terres agricoles et la foresterie (Hubbard et Crowley, 2005; Pu *et al.*, 2005; Bannari *et al.*, 2008b; Helmer *et al.*, 2010). Le **Tableau 2** et la **Figure 6** présentent, respectivement, les longueurs d'ondes des bandes spectrales et les réponses spectrales des filtres du capteur ALI.

Bandes	Longueur d'ondes (μm)	Résolution spatiale (m)
1*	0,480 - 0,690	10
2	0,433 - 0,453	30
3	0,45 - 0,515	30
4	0,525 - 0,605	30
5	0,630 - 0,69	30
6	0,775 - 0,805	30
7	0,845 - 0,89	30
8	1,2 - 1,3	30
9	1,55 - 1,75	30
10	2,08 - 2,35	30

*Bande panchromatique

Tableau 2: Bandes spectrales du capteur ALI et leurs longueurs d'ondes (NASA, 2006).



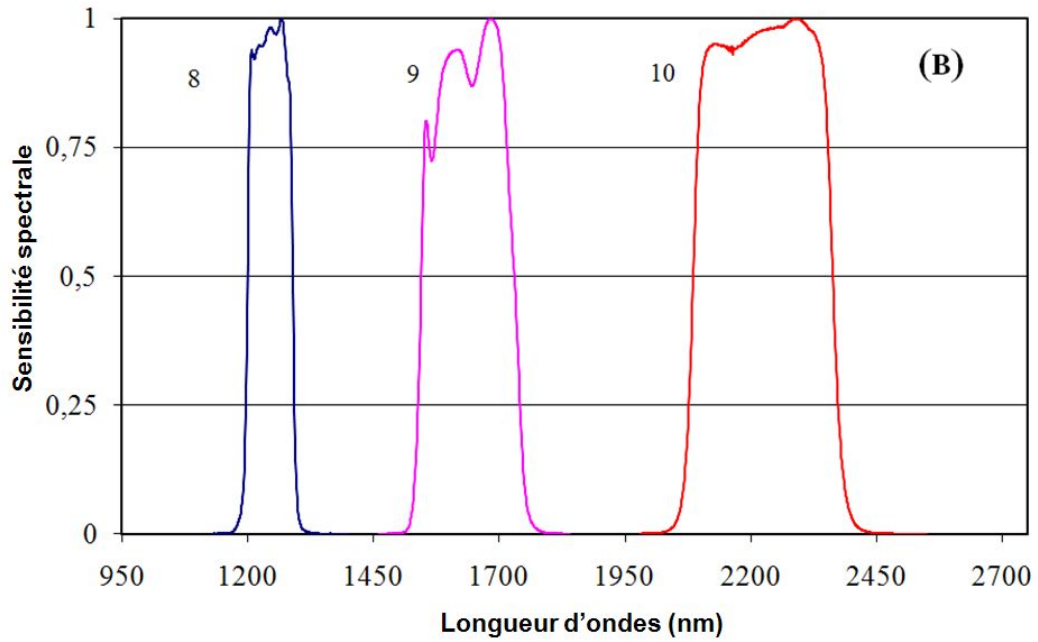


Figure 6: Réponses spectrales des filtres du capteur ALI: (A) visible et PIR, (B) MIR.

1.3. Modèle Numérique d'Altitude (MNA)

Pour dériver le MNA nous avons tout d'abord numérisé des courbes de niveau avec une équidistance de 20 m de la carte topographique au 1:50 000 couvrant le secteur d'étude. En suite, ce réseau des courbes de niveaux a été densifié par la méthode de triangulation TIN (*Triangular Irregular Network*), enfin transformé en une matrice d'altitude (MNA) avec 30 m de résolution. L'analyse des écarts entre les altitudes estimées et les vraies altitudes en considérant 20 points de vérification montre que notre MNA (**Figure 7**) a été dérivée avec une bonne précision d'environ ± 7.6 m (Tahiri, 1994). Le MNA nous a permis d'effectuer l'ortho-rectification de l'image ALI et de dériver les paramètres hydrologiques nécessaires pour l'AMC.

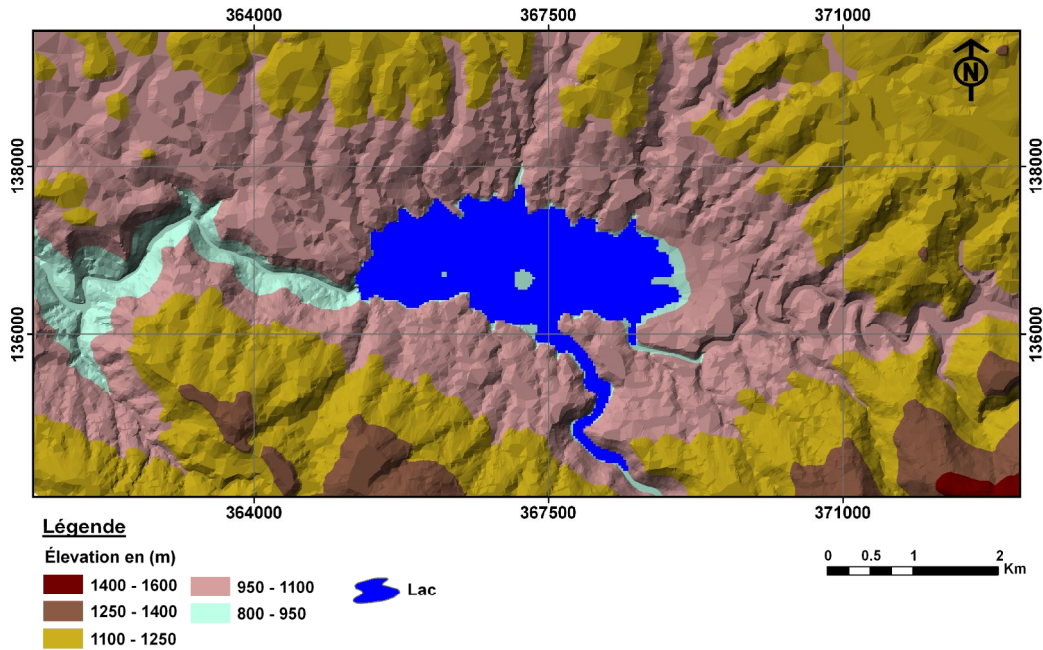


Figure 7: Modèle numérique d'altitude du site d'étude.

2. Méthodologie

2.1. Organigramme

La démarche méthodologique suivie dans le cadre de ce travail est illustrée par la **Figure 8**. Elle est subdivisée en cinq étapes principales. La première porte sur les corrections des anomalies radiométriques propres au capteur et des effets de l'atmosphère, ainsi que sur les corrections géométriques et topographiques en utilisant un MNA et des points de contrôles. La deuxième étape est axée sur la dérivation des indices spectraux, ainsi que sur leurs analyses et leurs combinaisons en composés colorés dans le système RGB. La troisième étape est réservée à l'extraction des signatures spectrales prototypes représentant les différents niveaux de dégradation des sols et les couverts végétaux à partir de l'image ALI en se basant sur les PPI (*Pixel Purity Index*). Ces signatures prototypes ont été utilisées pour procéder à la classification du SAM (*Spectral Angle Mapper*). La quatrième étape est une intégration et analyse multicritère dans un SIG des paramètres contrôlant l'érosion hydrique, dérivés de l'image ALI et de MNA. Quant à la dernière étape, elle

permet l'évaluation et la comparaison des résultats obtenus par différentes approches utilisées, ainsi que leurs validations par rapport à la réalité terrain.

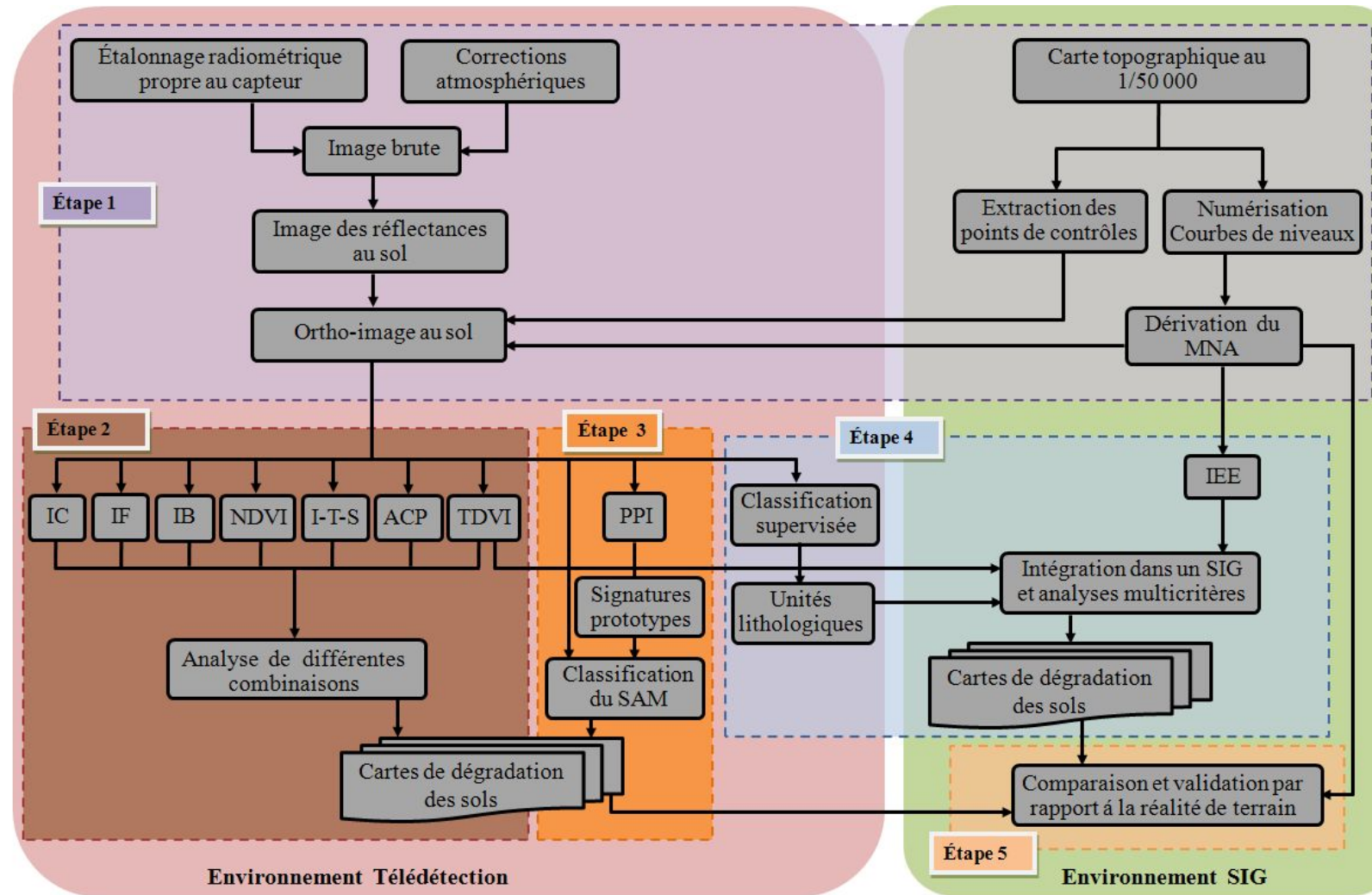


Figure 8: Organigramme de la méthodologie.

2.2. Outils utilisés dans la présente étude: un bref aperçu

2.2.1. La télédétection

La télédétection est une technique qui permet, à l'aide d'un capteur, "d'observer" et d'enregistrer le rayonnement électromagnétique, émis ou réfléchi, par une cible quelconque sans contact direct avec celle-ci. Le traitement et l'analyse des informations véhiculées 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. (Soudani, 2005). Elle se déroule selon un schéma précis par interaction de trois éléments fondamentaux: une source d'énergie, une cible et un vecteur (**Figure 9**) (CCT, 2011).

La source d'énergie est l'élément qui "éclaire" la cible en émettant une onde électromagnétique et dans la plupart des cas la source d'énergie c'est le soleil. Ce rayonnement provient de 2 types de sources: du Soleil et de la Terre, émetteurs et réflecteurs naturels ou d'émetteurs artificiels comme les radars.

La cible est la portion de la surface terrestre observée par satellite. Sa taille peut varier de quelques dizaines à plusieurs milliers de km².

Le capteur de télédétection mesure le rayonnement électromagnétique réfléchi ou réémis par la cible. Il enregistre ce rayonnement, après qu'il ait subi les effets de propagation au cours de sa trajectoire entre l'objet et la plate-forme et le transforme en signal qui sera analysé, puis un émetteur renvoie l'image sur la Terre vers des stations de réception.

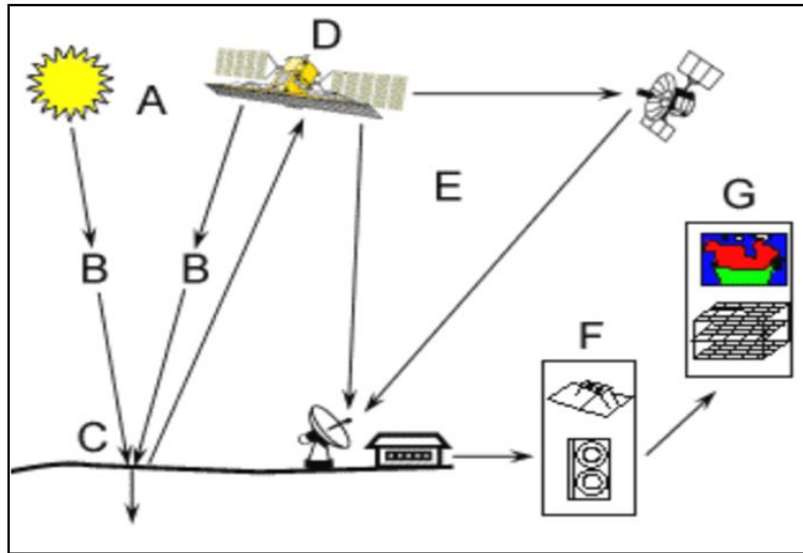


Figure 9: Étapes de processus de télédétection (CCT, 2011): (A) source d'énergie ou d'illumination, (B) rayonnement et atmosphère, (C) interaction avec la cible, (D) enregistrement de l'énergie par le capteur, (E) transmission, réception et traitement, (F) interprétation et analyse, (G) application.

2.2.2. Les Systèmes d'Information Géographique

Durant ces dernières années, plusieurs études ont mis en évidence l'intérêt tout particulier d'un SIG en tant qu'outil informatisé dédié à la gestion de l'information géographique. L'utilisation de ce genre de système offre un moyen simple, rapide et efficace à l'utilisateur, pour les études d'aménagement et de prise de décision. Le SIG est défini comme étant un système de gestion de base de données pour la saisie, le stockage, l'extraction, l'interrogation, l'analyse et l'affichage de données localisées (Laurini et Milleret Raffort, 1993).

Les domaines d'application des SIG sont aussi nombreux que variés, nous citons à titre d'exemples:

- Gestion des ressources naturelles;
- Planification urbaine (cadastre, voirie, réseaux d'assainissement);
- Tourisme (gestion des infrastructures, itinéraires touristiques);
- Marketing (localisation des clients, analyse du site);

- Etc.

2.3. Prétraitements des données image

2.3.1. Etalonnage radiométrique et corrections atmosphériques

Afin d'obtenir des résultats de qualité reflétant les mesures au sol, nous avons procédé à un étalonnage radiométrique du capteur et à des corrections atmosphériques de notre image. L'étalonnage radiométrique absolu du capteur, permet la transformation des comptes numériques (CN) en luminances apparentes au capteur [$W / (m^2 \text{ sr } \mu\text{m})$]. Cette transformation permet d'établir la relation existante entre la quantité physique mesurable en entrée du capteur satellitaire, le flux du rayonnement réfléchi par le système "Terre-atmosphère", et le CN en sortie de l'instrument (Kastner et Slater, 1982). C'est une étape obligatoire qui consiste à corriger les anomalies propres au capteur afin d'extraire une information fiable et précise à partir de l'image (Bannari *et al.*, 1999). Les coefficients d'étalonnage absolu (gain et offset) utilisés dans cette transformation (équation 2), ont été publiés par la NASA (NASA, 2006). En suite, cette luminance apparente a été transformée en réflectance apparente en introduisant l'éclairement solaire, l'angle d'incidence solaire et la distance du "Terre-Soleil" (équation 3). Quant aux effets atmosphériques, ils sont dominés par deux processus responsables de la modification du signal satellitaire, soient l'absorption par les gaz (ozone, vapeur d'eau, oxygène et dioxyde de carbone) et la diffusion par les aérosols et les molécules (Deschamps *et al.*, 1981; Kaufman, 1988). Ces phénomènes causent une atténuation du signal dans la direction de l'éclairement. Une correction précise de ces effets exige une connaissance *a priori* des paramètres atmosphériques qui interfèrent lors de l'acquisition de l'image (Tanré, 1982). Ces paramètres ont été mesurés par la station météorologique la plus proche de notre région d'étude lors du passage du satellite. Le **Tableau 3** résume les paramètres d'entrées au modèle de transfert radiatif 5S (*Simulation du signal satellitaire dans le spectre solaire*) (Teillet et Santer, 1991) permettant de calculer tous les éléments nécessaires pour ces corrections atmosphériques. Ces dernières permettent la transformation des réflectances apparentes aux réflectances au sol en égalisons les équations 3 et 4 afin d'isoler la réflectance au sol $\rho_s(\lambda)$, modélisée par l'équation 5 (Tanré, 1982). Bien entendu,

cette étape est d'une importance capitale dans le processus de calculs des indices spectraux pour qu'ils reflètent la réalité terrain avec précision (Teillet, 1994; Bannari *et al.*, 1999).

$$L^*(\lambda) = \frac{1}{G(\lambda)} \cdot CN^*(\lambda) - \frac{O(\lambda)}{G(\lambda)} \quad (2)$$

$$\rho^*(\lambda) = \frac{L^*(\lambda) \cdot \pi \cdot D_t^2}{E_s(\lambda) \cdot \mu_s} \quad (3)$$

$$\rho^*(\lambda) = \bar{t}g(\lambda) \cdot \left[\rho_a(\lambda) + \rho_s(\lambda) \cdot \frac{T(\lambda)}{1 - \rho_s(\lambda)} \right] \quad (4)$$

$$\rho_s(\lambda) = \frac{\rho^*(\lambda) - \bar{t}g(\lambda) \cdot \rho_a(\lambda)}{\bar{t}g(\lambda) \cdot T(\lambda)} \quad (5)$$

où

$CN^*(\lambda)$: Compte numérique acquis au capteur en haut de l'atmosphère;

$L^*(\lambda)$: Luminance apparente acquise au capteur en haut de l'atmosphère;

$O(\lambda)$: Offset;

$G(\lambda)$: Gain;

$\rho^*(\lambda)$: Réflectance apparente acquise au capteur en haut de l'atmosphère;

D_t : Distance Terre-Soleil en unités astronomiques, $D_t = 1,0011$;

$E_s(\lambda)$: Éclairement solaire $[(W/m^2 \cdot \mu m)]$;

μ_s : Cos (θ_s), θ_s étant l'angle zénithal solaire en degré, $\mu_s = 0,75$;

$\rho_s(\lambda)$: Réflectance au sol;

$\bar{t}g(\lambda)$: Transmission gazeuse moyenne;

$\rho_a(\lambda)$: Réflectance intrinsèque à l'atmosphère mesurée au capteur en haut de l'atmosphère;

$T(\lambda)$: Transmission atmosphérique totale.

Paramètres	Valeurs
Altitude moyenne du site d'étude par rapport au niveau moyen de la mer	1,24 km
Altitude du capteur par rapport au niveau moyen de la mer	705 km
Heure d'acquisition (GMT)	10:45
Date d'acquisition	01 octobre 2007
Angle solaire zénithal	41,36 degrés
Angle solaire azimutal	144,20 degrés
Modèle atmosphérique	Midlaltitude Summer
Modèle des aérosols	Continental
Visibilité au sol	50 km
Contenu en ozone	0,319 cm-atm
Contenu en vapeur d'eau	2,93 g/cm ²
Contenu en CO ₂	357,5 ppm

Tableau 3: Paramètres d'entrée au modèle de transfert radiatif 5S.

2.3.2. Corrections géométriques et topographiques

Les corrections géométriques permettent le passage de l'image non géo-référencée en unité de «ligne-colonne» à une image géo-référencée dont les coordonnées sont celles de la carte topographique suivant un système de projection cartographique (Bannari *et al.*, 1995b). Pour faire, 14 points de contrôle au sol (GCP: *Ground Control Point*) ont été sélectionnés à partir d'une carte topographique au 1:50 000 (Bannari *et al.*, 1997). Le modèle utilisé pour les corrections géométriques est une transformation polynomiale du second degré (Caloz et collet, 2001) tenant compte du système de projection Conique Conforme de Lambert adopté au Maroc (équation 6). Cette rectification a été assurée avec une erreur quadratique moyenne (équation 7) (ENVI, 2009) de $\pm 7.2\text{m}$ (0,24 pixels) qui est inférieure à la taille du pixel de l'image et qui s'adapte bien avec le MNA (Bannari *et al.*, 1995b).

$$l = a_{1,1}x^2 + a_{1,2}y^2 + a_{1,3}xy + a_{1,4}x + a_{1,5}y + a_{1,6}$$

$$c = a_{2,1}x^2 + a_{2,2}y^2 + a_{2,3}xy + a_{2,4}x + a_{2,5}y + a_{2,6} \quad (6)$$

où

c,l: Coordonnées de l'image après rectification ;

x,y: Coordonnées de l'image à rectifier.

$$EQM = \sqrt{(Xr - Xi)^2 + (Yr - Yi)^2} \quad (7)$$

où

EQM: Erreur quadratique moyenne;

Xi et *Yi*: Coordonnées dans l'image source;

Xr et *Yr*: Coordonnées estimées.

Toutefois, les distorsions causées par le relief ne peuvent être éliminées lors des opérations de géoréférencement fondées uniquement sur les méthodes polynomiales. Par conséquent, nous avons procédé à une ortho-rectification de l'image en utilisant le MNA dont la résolution spatiale est identique à celle de l'image, soit 30 m (Bannari *et al.*, 1995b; Burrough et McDonnell, 2000). Cette ortho-rectification permet la correction des effets perturbateurs causés par l'ombre et par la topographie. En outre, elle a permis l'intégration des cartes dérivées dans le cadre de cette recherche avec les courbes de niveaux dans un environnement SIG, ainsi que la visualisation en 3D en utilisant le MNA pour des fins d'analyse. Cette ortho-rectification a été générée en utilisant l'extension "Orthorectification" du logiciel de traitement des images ENVI 4.7. Le modèle utilisé dans cette orthorectification est basé sur la méthode RPC (*Rational Polynomial Coefficients*). Cette dernière utilise à la fois les informations contenues dans les métadonnées (associées à l'image et donc aux conditions d'acquisition) mais aussi des caractéristiques intrinsèques du

capteur (la distance focale et les coordonnées du point principal: nadir, les dimensions du pixel sur la barrette de capteur, etc.).

En outre, elle requiert l'utilisation de GCP possédant les altitudes (Z) pour calculer les paramètres d'orientation externe X_0 , Y_0 , Z_0 , ω , φ et κ . Les trois premiers paramètres correspondent à la position de l'appareil de prise de vue par rapport au terrain et les trois derniers correspondent à son orientation en roulis, tangage et lacet, respectivement. La **Figure 10** illustre l'interface de l'extension "Orthorectification" utilisée (ENVI 4.7).

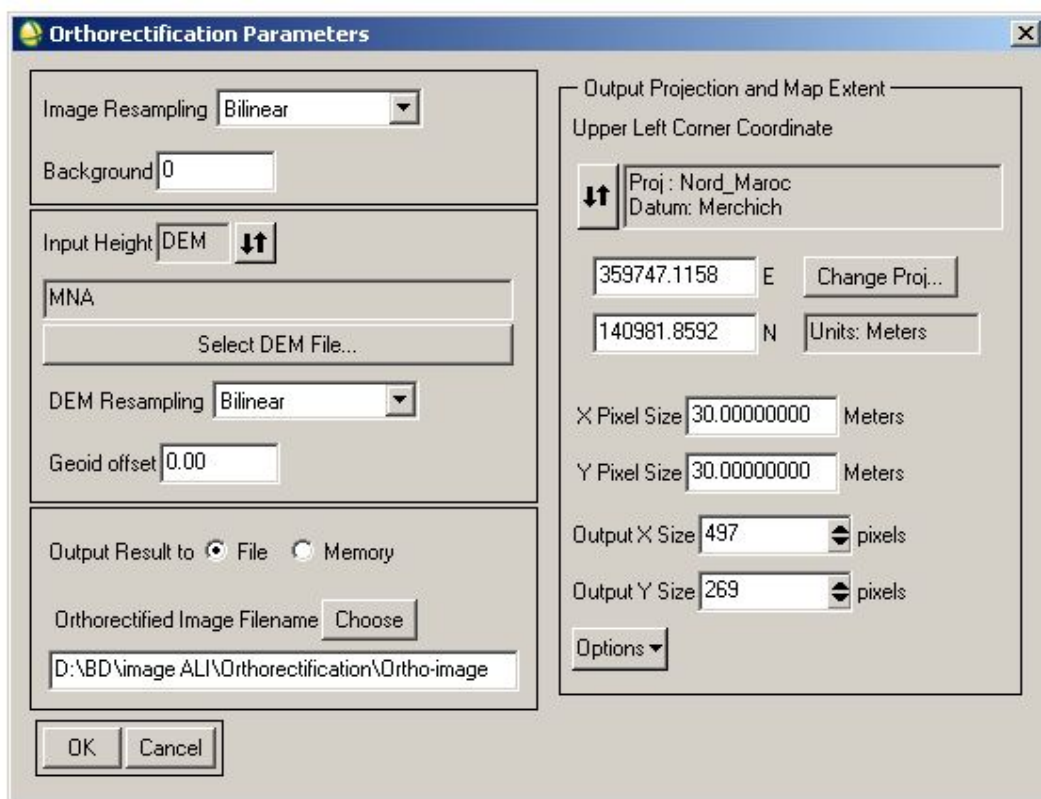


Figure 10: Interface de l'extension "Orthorectification".

2.4. Traitements et transformation des données images

2.4.1. Indices spectraux

a. Indice de coloration (IC)

La couleur est un critère important lors de la caractérisation des sols, car elle résulte de sa composition minéralogique et de sa teneur en matière organique (Irons *et al.*, 1989). Cette dernière donne au sol une couleur sombre, alors que les oxydes-hydroxydes de fer lui donnent une couleur rouge, et les carbonates de calcium lui donnent une couleur clair et brillante (Legros, 1996). Ainsi, dans les régions arides, la présence des affleurements des croûtes et des encroûtements gypseux et calcaires provoque une faible coloration des sols (Belghith, 2003). Bien entendu, les processus d'érosion peuvent soit détériorer l'horizon superficiel riche en matière organique, rendant ainsi le sol plus clair et plus brillant, soit détruire complètement le sol et faire affleurer en surface la roche mère, dont la couleur peut être totalement différente de celle du sol intact (Haboudane, 1999). Plusieurs travaux ont montré la forte corrélation entre les couleurs des sols et leurs réflectances dans les bandes du visible (Escadafal *et al.*, 1989; Escadafal et Huete, 1991; Post *et al.*, 1994). En exploitant cette corrélation entre les couleurs des sols et leurs réflectances dans les bandes du visible, Escadafal *et al.* (1994) ont développé l'IC qui est un simple rapport normalisé des bandes rouge et bleue du capteur TM de Landsat (équation 8). La réflectance dans cette région du spectre est grandement affecté par le phénomène d'absorption causé par l'oxyde de fer (hématite et goethite). L'IC (Escadafal *et al.*, 1994) se calcul de la façon suivante:

$$IC = \frac{\rho_{TM3} - \rho_{TM1}}{\rho_{TM3}} \quad (8)$$

où

ρ_{TM1} : Réflectance de la bande bleue du capteur TM (bande 1);

ρ_{TM3} : Réflectance de la bande rouge du capteur TM (bande 3).

De nombreuses études ont souligné l'intérêt de l'IC pour caractériser l'état de dégradation des sols particulièrement dans les régions arides et semi-arides (Escadafal *et al.*, 1994; Mougnot et Cailleau, 1995; Haboudane *et al.*, 2002; Chikhaoui *et al.*, 2007; Bannari *et al.*, 2008a).

b. Indice de forme (IF)

Pour caractériser les types de sols et leurs niveaux de dégradation, la forme de leurs courbes spectrales peut être aussi informative (Baumgardner *et al.*, 1985; Haboudane, 1999). En effet, la signature spectrale d'un sol est déterminée par ses propriétés de réflexion et d'absorption de ses éléments constitutifs (Irons *et al.*, 1989), notamment la matière organique, les oxydes de fer, les minéraux argileux et les carbonates. Baumgardner *et al.* (1985) ont montré que les spectres des sols développés auraient une forme semblable à celle des courbes C, D, E et A de la **Figure 11** ayant des bandes d'absorption indicatrices d'un certain développement de la pédogénèse. Ces sols sont caractérisés par des niveaux de réflectances relativement faibles. Tandis que les sols très dégradés présenteraient une allure plutôt semblable à celle de courbe B de la **Figure 11**, atteignant des forts niveaux de réflectances. Cette variabilité de réflectances s'explique par la présence ou l'absence des bandes d'absorption des oxydes de fer et de la matière organique. En se basant sur ces variabilités spectrales, Escadafal *et al.* (1994) ont développé l'IF en exploitant les bandes du visible du capteur TM pour discriminer les différents niveaux de dégradation des sols. Cet indice décrit la forme du spectre de références et se calcule par l'équation 9 (Escadafal *et al.*, 1994).

$$IF = \frac{2\rho_{TM3} - \rho_{TM2} - \rho_{TM1}}{\rho_{TM2} - \rho_{TM1}} \quad (9)$$

où

ρ_{TM2} : Réflectance de la bande verte du capteur TM (bande 2).

L'IF a été utilisé dans divers travaux pour cartographier les différents niveaux de dégradation des sols notamment dans les régions arides et semi-arides (Haboudane *et al.*, 2002; Chikhaoui *et al.*, 2007; Bannari *et al.*, 2008a). Toutefois, d'autres travaux ont démontré l'intérêt de l'intégration des bandes du MIR dans l'équation de cette indice afin d'améliorer sa capacité de détection de la dégradation des sols (Haboudane *et al.*, 2002; Chikhaoui *et al.*, 2007; Bannari *et al.*, 2008a). Bien entendu, dans le cadre de cette étude, la richesse spectrale du capteur ALI nous permet de tester le potentiel de l'IF et de l'IC pour caractériser l'état de dégradation des sols en utilisant les bandes du visible, du PIR et du MIR.

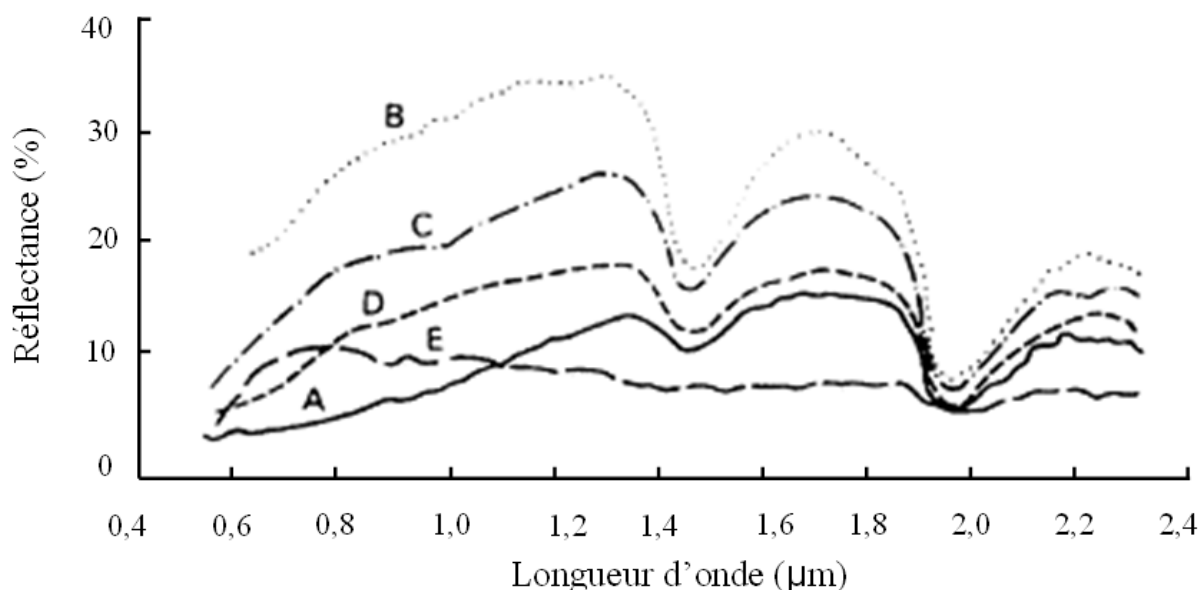


Figure 11: Réflectances spectrales caractéristiques des sols ([Baumgardner et al., 1985](#)): (A) sol développé de texture fine avec une teneur élevée de matière organique (>2%), (B) sol non développé avec une faible teneur en matière organique (<2%) et un faible contenu en oxydes de fer (<1%), (C) sol développé avec une faible teneur en matière organique (<2%) et contenu moyen en oxydes de fer (1-4%), (D) sol de texture modérée avec une teneur élevée de matière organique (>2%) et faible contenu en oxydes de fer (1-4%), (E) sol de texture fine avec une teneur élevée en oxydes de fer (>4%).

c. Indice de brillance (IB)

En plus de la couleur, entre autres, les propriétés spectrales d'un sol sont intimement liées à la variation de sa brillance ([Bannari et al., 1996](#)). Cette variabilité permet d'identifier la réflectance globale d'un sol. [Escadafal et Bacha \(1996\)](#) ont développé l'IB en exploitant les domaines du visible et du PIR du capteur TM (équation 10). Quant à [Mathieu et Pouget \(1998\)](#), ils ont proposé une autre version de l'IB (équation 11) pour cartographier les sols au Chili en utilisant uniquement les bandes du visible du capteur TM. Selon [Ghrum Messedi et Delaître \(2007\)](#), l'IB permet de dissocier les couvertures végétales des étendues minérales nues, et cela d'autant mieux si les sols sont secs et clairs (sables siliceux, nodules calcaires,

croûtes gypseuses, etc.). Cet indice a été fortement corrélé avec la présence des oxydes de fer dans les dunes sablonneuses dans un milieu semi-aride (Levin *et al.*, 2005). Toutefois, l'IB varie en fonction des effets de l'ombre (Levin *et al.*, 2007) et en fonction de l'humidité de sols du fait que l'augmentation de la teneur en eau s'accompagnant d'une diminution de la pureté de la luminance qui est relative à la couleur (Mougenot, 1990; Ouerchefani *et al.*, 2008). Dans le cadre de cette étude, cet indice a été évalué dans les bandes du visible, ainsi que dans les bandes du visible et du PIR.

L'IB se calcule par les équations 10 (Escadafal et Bacha, 1996) et 11 (Mathieu et Pouget, 1998).

$$IB = \sqrt{\rho_{TM2}^2 + \rho_{TM3}^2 + \rho_{TM4}^2} \quad (10)$$

$$IB = \sqrt{\frac{\rho_{TM1}^2 + \rho_{TM2}^2 + \rho_{TM3}^2}{3}} \quad (11)$$

où

ρ_{TM4} : Réflectance de la bande PIR du capteur TM (bande 4).

d. Intensité, Teinte et Saturation (I-T-S)

En plus des indices discutés ci-dessus (IF, IC et IB), les sols peuvent être aussi caractérisés par l'Intensité (*I*), la Teinte (*T*) et de Saturation (*S*) de leurs couleurs (Escadafal, 1993). Ces trois variables dérivées par la transformation des trois bandes du visible correspondent, respectivement, à la description totale de la brillance de la couleur, de la dominance spectrale de la couleur et de la pureté de la couleur (Yésou *et al.*, 1993). Dans la littérature, trois transformations ont été adoptées à cet effet: hexagonale (Foley *et al.*, 1990), double hexagonale (Chen *et al.*, 2003) et cylindrique (Kruse et Raines, 1984) (**Figure 12**). L'apport de ces variables est bien documenté dans la bibliographie. Par exemple, Escadafal *et al.* (1994) et Haboudane *et al.* (2002) ont montré que l'*I* est un facteur discriminant important entre les différents niveaux de dégradation des sols. En outre, il a été prouvé aussi que la *T* est un paramètre déterminant dans l'identification et la cartographie des sols (Mattikalli,

1997). Selon [Madeira et al. \(1997\)](#) et [Fontes et Carvalho \(2005\)](#), la T caractérise bien l'hématite et décrit convenablement le rapport hématite/goethite. Quant à la S, elle quantifie correctement les oxydes de fer dans le sol ([Fontes et Carvalho, 2005](#)) et discrimine les différents types des roches ([Lundén et al., 1991](#)). Souvent la combinaison I-T-S est une technique utilisée dans la fusion des images fournies par des capteurs différents, notamment optiques et radars ([Yésou et al. 1993](#); [Pohl et Van Genderen, 1998](#)). Elle caractérise significativement les états de dégradation des sols et donne des résultats importants au niveau de la cartographie géomorphologique et géologique ([Dwivedi et al., 1997](#); [Schetselar, 2001](#); [Koutsias et al., 2000](#); [Maksud Kamal et al., 2004](#); [King et al., 2005](#); [Al Rawashdeh et al., 2006](#); [Laliberte et al., 2007](#)). Dans cette recherche, nous avons dérivé ces trois variables (I, T et S) en utilisant les trois transformations proposées dans la littérature, soient la transformation hexagonale dont le développement logarithmique est bien documenté par [Foley et al. \(1990\)](#), la transformation double hexagonale proposée et par [Chen et al. \(2003\)](#), et la transformation cylindrique mise au point par [Kruse et Raines \(1984\)](#). Cette dernière a donné des meilleurs résultats dans notre recherche et elle est formulée par les équations suivantes:

$$\begin{pmatrix} I \\ v_1 \\ v_2 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \frac{1}{\sqrt{3}} & \frac{1}{\sqrt{3}} & \frac{1}{\sqrt{3}} \\ -\frac{1}{\sqrt{6}} & -\frac{1}{\sqrt{6}} & \frac{2}{\sqrt{6}} \\ -\frac{1}{\sqrt{2}} & \frac{1}{\sqrt{2}} & 0 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} R \\ V \\ B \end{pmatrix} \quad (12)$$

$$T = \tan^{-1} \left(\frac{v_1}{v_2} \right) \quad (13)$$

$$S = \sqrt{v_1^2 + v_2^2} \quad (14)$$

R, V et B sont, respectivement, les bandes spectrales dans le rouge, vert et bleu. I, T et S sont l'intensité, la teinte et la saturation. v1 et v2 sont deux variables intermédiaires pour calculer les valeurs de transformation.

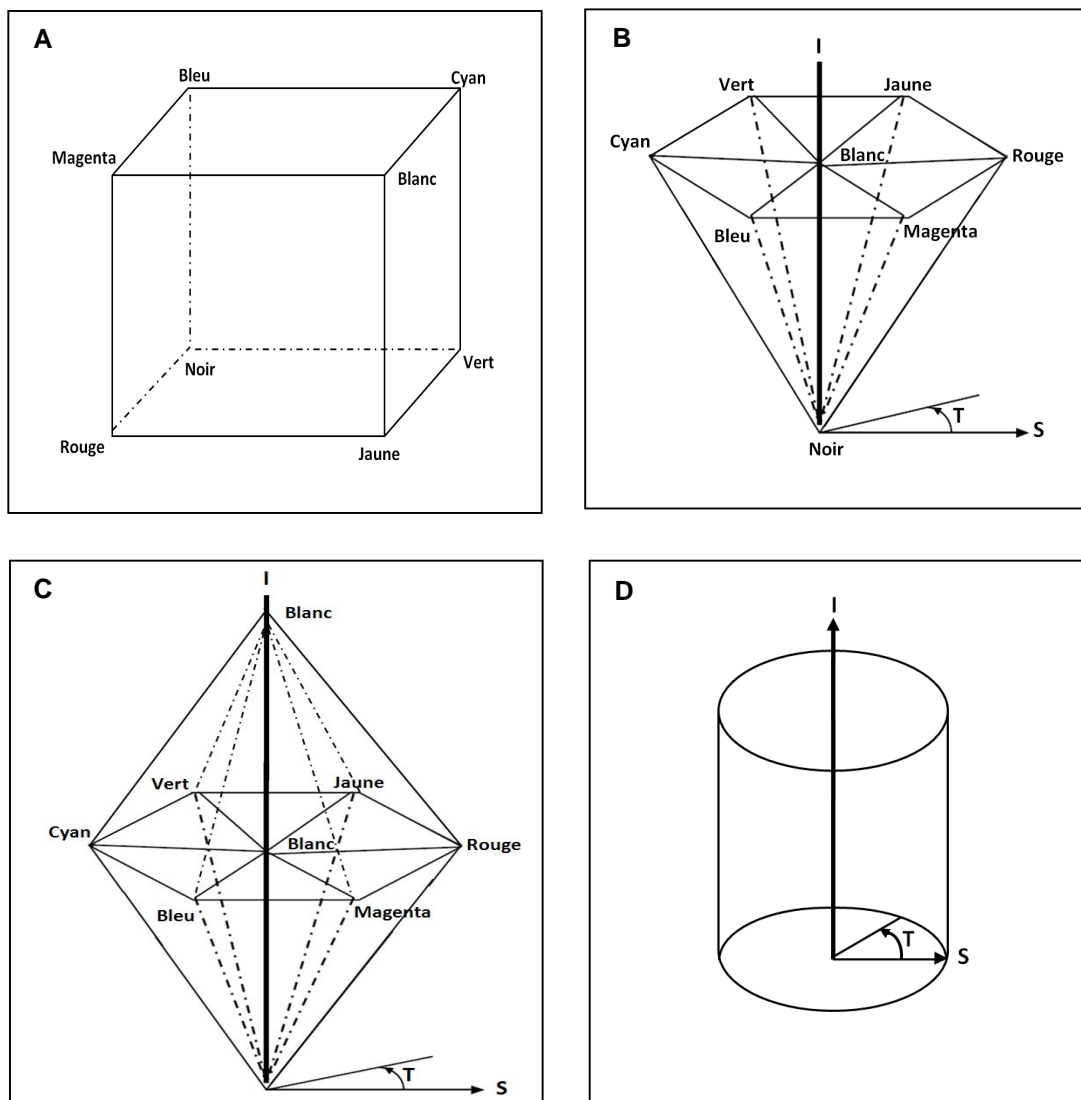


Figure 12: (A) espace de couleurs rouge-vert-bleu, (B) transformation hexagonale, (C) transformation double hexagonale, (D) transformation cylindrique (Al Wassai *et al.*, 2011).

e. Indices de végétation

Dans les milieux arides et semi-arides, le suivi de la dynamique de la végétation constitue un indicateur régional des processus d'érosion hydrique et de désertification. Si nous considérons l'occupation du sol, la dégradation des sols

augmente lorsque le couvert végétal est faible. Celui-ci peut être quantifié à partir des images de télédétection en utilisant des indices de végétation (Bannari *et al.*, 1995a). Ces derniers sont relativement corrélés avec les taux de couverture végétale et la biomasse verte au sol (Rondeaux *et al.*, 1996). Le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) est le plus populaire et le plus utilisé (Rouse *et al.*, 1974), mais il est sensible à la fois aux changements atmosphériques et aux propriétés optiques des sols sous-jacents (Bannari *et al.*, 1996). Pour minimiser ces effets et décrire adéquatement le système sol-végétation, le TDVI (*Transformed Difference Vegetation Index*) a été mis au point (Bannari *et al.*, 2002). Dans cette recherche, ces deux indices (équation 15 et 16) ont été testés et évalués pour la quantification spatiale de la végétation dans un environnement semi-aride et ils ont été combinés avec d'autres indices afin d'analyser leur pouvoir de discrimination des classes de dégradation du sol. Du fait que l'image ALI possède deux bandes dans le domaine du PIR (bandes 6 et 7), nous avons utilisé la bande 6 comme recommandé par Lobell et Asner (2003) pour calculer ces indices du fait que la bande 7 est sensible à la présence d'eau dans le couvert végétal.

Le NDVI (Rouse *et al.*, 1974) et le TDVI (Bannari *et al.*, 2002) se calculent suivant les équations 15 et 16:

$$NDVI = \frac{(\rho_{ALI6} - \rho_{ALI5})}{(\rho_{ALI6} + \rho_{ALI5})} \quad (15)$$

$$TDVI = 1,5 * \left[\frac{(\rho_{ALI6} - \rho_{ALI5})}{\sqrt{\rho_{ALI6}^2 + \rho_{ALI5}^2 + 0,5}} \right] \quad (16)$$

où

ρ_{ALI5} : Réflectance de la bande rouge du capteur ALI (bande 5);

ρ_{ALI6} : Réflectance de la bande PIR du capteur ALI (bande 6).

f. Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP est une transformation mathématique basée sur l'analyse de la covariance de l'image ou de la matrice de corrélation de plusieurs bandes spectrales (Caloz et Collet, 2001). C'est une technique qui permet de réorganiser les données de manière qu'elles ne soient plus corrélées et en maximisant le rapport "signal/bruit" (Schowengerdt, 1997). Lorsqu'elle est appliquée à des données à "N-dimensions", elle concentre la quasi-totalité d'information (90%) dans les deux ou trois premières composantes (Richards, 1999). Ainsi, la première composante contient les informations relatives à la variance maximale, la deuxième contient les informations relatives à la variance suivante, etc. Le processus est itératif jusqu'à l'obtention de la "N-ième" et dernière composante (Jensen, 1986). Évidemment, lors de l'exploitation des données multispectrales comme celles issues du capteur ALI, les trois premières composantes sont les plus utiles et les plus informatives (Richards, 1999). Selon Rajaonarison *et al.* (2004), les trois premières composantes principales (CP) ont permis d'évaluer le degré d'influence des facteurs naturels (topographie, géologie, pédologie, occupation du sol, etc.) et anthropiques sur le phénomène d'érosion hydrique. Par ailleurs, d'autres travaux ont montré que les CP jouent un rôle primordial dans la dérivation de nouvelles informations relatives à la reconnaissance des zones dégradées (Floras et Sgouras, 1999; Soe *et al.*, 2008; Manal, 2007; Benchallal *et al.*, 2009; Velmurugan et Guillen, 2009). Conséquemment aux résultats de ces travaux, les trois premières CP ont été considérées dans cette recherche afin d'analyser leur potentiel et leur apport aux autres indices de sols et de végétation dans la détection des zones susceptibles aux risques de dégradation des sols.

2.4.2. Classification de l'image ALI

a. Unités lithologiques

La nature lithologique est un des paramètres contrôlant l'érosion hydrique (Lal, 2001; Bou kheir *et al.*, 2001; Vrieling, 2006). Pour la spatialisation des unités lithologiques, les images satellitaires sont largement utilisées (McBratney *et al.*, 2003; Liu *et al.*, 2004; Obi Reddy and Maji, 2004; Haboudane *et al.*, 2007).

Dans cette étude, les unités lithologiques ont été dérivées en utilisant la classification supervisée de toutes les bandes de l'image ALI. Pour ce faire, nous

nous sommes basés sur une procédure itérative (**Figure 13**) dont les zones d'entraînement ont été identifiées en se basant sur des cartes géologiques pré-existantes et sur un GPS lors de nos missions au terrain. Ces zones correspondent à trois classes d'unités lithologiques: grés, argile-grés et calcaires. En testant plusieurs algorithmes de classification, nous avons remarqué que la classification selon la distance de *Mahalanobis* permet des résultats satisfaisants par rapport à la réalité terrain. Cette classification se base sur le calcul de la distance euclidienne généralisée. Le poids accordé à chacun des éléments du calcul de la distance est posé égal à l'inverse des variances et des covariances (Caloz et Collet, 2001). La distance dite de *Mahalanobis* s'écrit alors, sous la forme matricielle suivante (Johnson and Wichern, 1998):

$$d^2 = (x - v)^T C^{-1} (x - v) \quad (17)$$

où

x: Vecteur du pixel spectrale;

v: Moyenne du vecteur spectrale d'un échantillon dans une image multibandes;

C: Matrice de covariance de l'échantillon;

T: Transposition de la matrice.

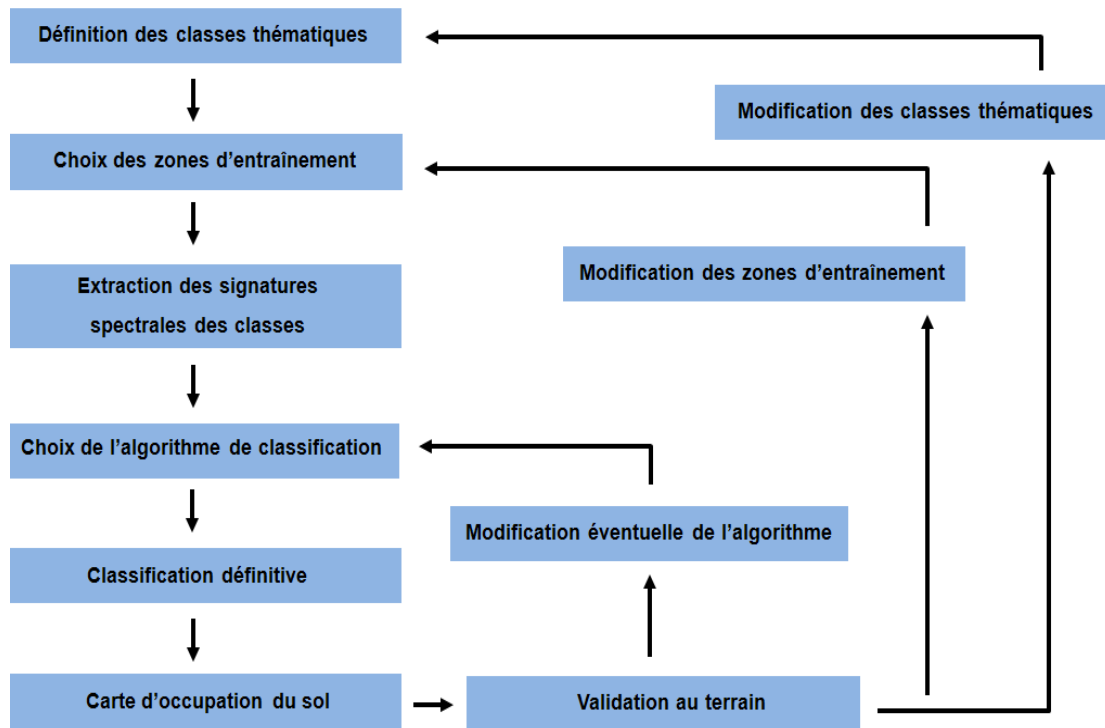


Figure 13: Procédure de la classification (Bonn et Rochon, 1992)

b. Spectral Angle Mapper

La méthode du SAM est une approche de classification supervisée développée par Kruse *et al.* (1993). Elle considère toutes les bandes spectrales de l'image dans un espace spectral à "N dimensions" et nécessite des données images étalonnées et standardisées radiométriquement et atmosphériquement (Cròsta *et al.*, 1998; Girouard *et al.*, 2004). Elle est basée sur un concept physique qui mesure la similarité angulaire entre le spectre de chaque pixel de l'image et les spectres de références, dits spectres prototypes ou "endmembers". Ces derniers peuvent être mesurés directement sur le terrain en utilisant un spectroradiomètre, comme ils peuvent être extraits de l'image (Boardman et Kruse, 1994; Plaza et Chang, 2005; Hsueh et Chang, 2008). La comparaison entre ces deux spectres, de l'image et de référence, dans un espace spectral multidimensionnel permet de mesurer l'écart angulaire (l'angle α en radian comme illustré par la **Figure 14**) entre eux à l'aide de l'équation 18 (Kruse *et al.*, 1993). L'attribution d'un pixel de l'image à une classe donnée se base sur la valeur de cet angle " α " qui mesure la ressemblance ou de différence entre le vecteur du spectre de référence et son homologue de l'image.

Ainsi, le pixel sera affecté à la classe spectrale avec laquelle il a le plus de similarité, autrement dit plus l'angle " α " est petit plus la similarité entre le spectre du pixel évalué et la référence est grande. Toutefois, cette mesure est insensible aux variations de l'éclairement solaire ce qui n'affectent pas l'angle de similarité et elle est relativement moins sensible aux variations topographiques (Kruse *et al.*, 1993; Cròsta *et al.*, 1998). La précision de cette méthode dépend étroitement du choix et de la sélection des "endmembers". Bien entendu, un mauvais choix de ces derniers peut engendrer des fortes confusions et un grand nombre de pixels non classés.

$$\alpha = \arccos \left(\frac{\vec{t} \cdot \vec{r}}{\|\vec{t}\| \cdot \|\vec{r}\|} \right) \quad (18)$$

où

\vec{r} : Vecteur du spectre de référence (prototype);

\vec{t} : Vecteur du spectre de l'image.

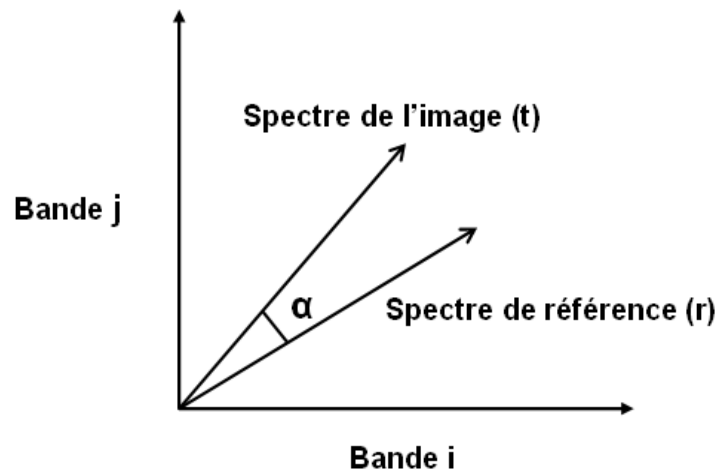


Figure 14: Angle spectral (en radian) entre le spectre de référence et celui de l'image dans un espace spectral bidimensionnel (Kruse *et al.*, 1993).

Par comparaison aux méthodes de classifications conventionnelles orientées pixels, la méthode du SAM a donné des résultats intéressants dans divers applications, telles que l'étude de la dégradation des sols, la cartographie des

espèces forestières et la cartographie géologique (Margate et Shrestha, 2001; Zeng et al., 2003; Girouard et al., 2004; Qing et al., 2005; Chikhaoui et al., 2007; Bahri et al., 2007). Évidemment, notre choix de cette approche est motivé par les bons résultats qu'elle a assuré dans différentes applications.

Les signatures spectrales prototypes représentant les sols à différents niveaux de dégradation et les couverts végétaux ont été extraites de l'image en utilisant l'algorithme de détection des PPI (*Pixel Purity Index*) (Boardman et al., 1995) implémenté dans le logiciel de traitement des images satellites ENVI 4.7 (*ENvironment for Visualizing Images*). Bien entendu, l'extraction des PPI exige le calcul de composantes dites de MNF (*Minimum Noise Fraction*) à partir d'une procédure similaire à l'ACP (Green et al., 1988). Cette transformation consiste à minimiser le bruit en comprimant l'information dans un nombre fini de composantes de MNF (Green et al., 1988; Boardman et Kruse, 1994). Ceci nous a permis de choisir les cinq premières composantes MNF où le rapport signal bruit est important (**Figure 15**). Dans ce nouvel espace à "5-dimensions", les PPI ont permis de sélectionner les "endmembers" correspondants à nos classes. La sélection des "endmembers" est faite à la base de notre connaissance de la réalité terrain à travers des missions de terrain où cinq classes d'occupation du sol et d'états de dégradation ont été identifiées en utilisant un Système de Positionnement Global (GPS) à ± 5 m de précision. Ces classes sont: végétation éparses, végétation relativement dense, sol faiblement dégradé, sol moyennement dégradé, sol fortement dégradé. La **Figure 16** illustre la distribution spatiale des nos PPI.

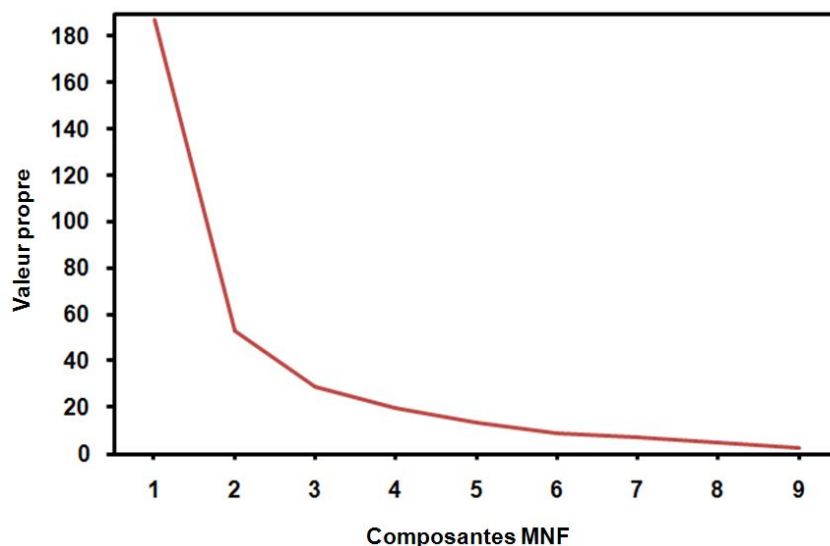
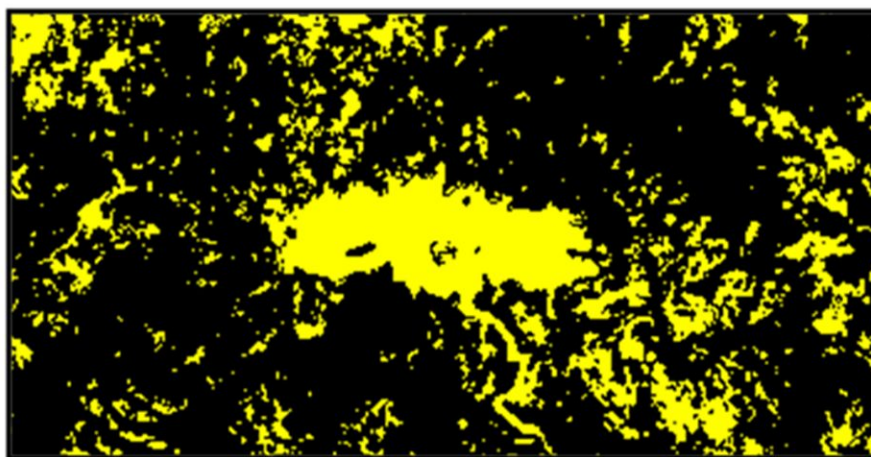


Figure 15: Variation des MNF



Légende

- Pixels spectralement purs
- Pixels spectralement hétérogènes

Figure 16: Distribution spatiale des PPI.

c. Coefficient Kappa (Ka)

Pour évaluer la précision de notre classification, nous avons utilisé le coefficient Kappa (Cohen, 1960). C'est l'approche la plus utilisée (Bannari *et al.*, 1998; Richards, 1999; El Harti, 2005) et elle est basée sur le calcul du coefficient Kappa qui considère tous les éléments de la matrice de confusion en résumant la

précision de chaque classe individuelle. Il se calcule par la formule suivante (Cohen, 1960):

$$Ka = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})} \quad (19)$$

où

r: nombre de lignes de la matrice de confusion;

x_{ii}: nombre d'observations dans la ligne i et la colonne i;

x_{i+} et x_{+i}: total marginal de la ligne i et de la colonne i, respectivement;

N: nombre total d'observations.

2.5. Indice d'énergie d'eau (IEE)

Dans la littérature, plusieurs indices ont été développés pour évaluer l'effet de la topographie afin de comprendre le comportement hydrologique ainsi que de la susceptibilité des terrains à l'érosion hydrique (Moore *et al.*, 1993). Ces indices se regroupent en deux catégories (Moore *et al.*, 1991):

- Les indices primaires sont directement dérivés du MNA, à savoir : la pente, l'orientation, les courbures verticales et horizontales, et l'aire drainée par un point.
- Les indices secondaires, ils sont des combinaisons des indices primaires paramétrant des informations spécifiques comme l'indice de potentiel d'humidité et l'indice d'énergie d'eau (IEE).

L'IEE est un paramètre hydrologique qui mesure le potentiel érosif du ruissellement de surface (Moore *et al.*, 1993). En effet, l'IEE a été utilisé dans plusieurs études comme un indicateur des aires susceptibles de subir une forte érosion hydrique (Moore *et al.*, 1993; Dymond et Harmsworth, 1994; Martinez Casasnovas *et al.*, 2004; McNamara *et al.*, 2006; Haboudane *et al.*, 2007; Bannari *et al.*, 2008a, Milevski, 2008). En outre, d'autres études ont considéré ce paramètre

comme un facteur majeur et déterminant dans le glissement de terrain (Duman *et al.*, 2006; McNamara *et al.*, 2006). Par ailleurs, Marchi et Dalla Fontana, (2005) ont utilisé l'IEE pour analyser la dynamique de sédimentation dans les bassins montagneux.

L'IEE, pour un point quelconque, est défini par la relation suivante (Moore *et al.*, 1993):

$$IEE = \ln [A_s * \tan(\alpha)] \quad (20)$$

où

A_s : Aire drainée par le point considéré (mètres carrés);

α : Angle de pente au point considéré (degrés).

La détermination de l'aire drainée par un point a été estimée en utilisant le terme *flow accumulation* (accumulation des flux) multiplié par la résolution de MNA (30m). L'approche utilisée pour déterminer le *flow accumulation* est celle développée par Desmet et Govers (1996) qui consiste à déterminer le nombre total de pixels qui coulent vers ce point en se basant sur l'outil SIG (P, **Figure 17**).

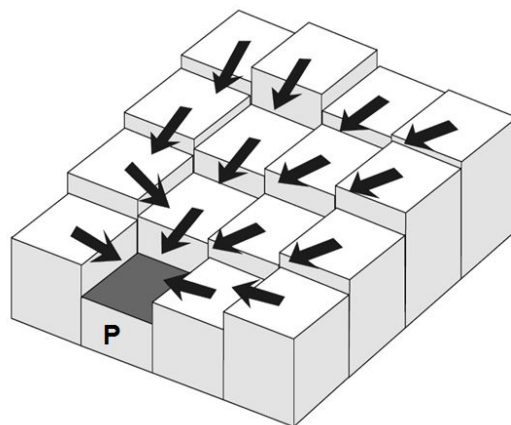


Figure 17: Exemple du nombre des pixels qui coulent vers le point considérée (P).

2.6. Analyse Multicritère (AMC)

L'analyse multicritère est de plus en plus souvent combinée aux SIG afin de répondre à des problèmes de localisation, d'analyse de contraintes, de potentiel ou de risques (Roy, 1985). Dans la littérature, plusieurs travaux ont procédé à des AMC pour identifier des aires exposées à l'érosion hydrique (Cavallo et Norse, 2001; Bou Kheir *et al.*, 2006; Haboudane *et al.*, 2002; Bensaid *et al.*, 2007; Bannari *et al.*, 2008a; Nekhay *et al.*, 2009; Chikhaoui *et al.*, 2010; Macary *et al.*, 2010). L'analyse multicritère consiste à évaluer des scénarios selon un ensemble de critères en adoptant une démarche structurée. Elle se présente comme une méthode interactive avec laquelle l'utilisateur ou le décideur sélectionne des critères d'évaluation qu'il ordonne selon ses préférences. Le résultat peut être représenté sous la forme d'une carte qui peut être modifiée ou améliorée ultérieurement (Laaribi, 2000). Une des approches les plus couramment utilisée est d'établir un système de performances et de poids par somme pondérée pour établir la performance globale de divers scénarios (Roy, 1985). Selon Roy (1985), la somme des poids utilisés doit être égale à 1. Pour une répartition plus juste de chacun des critères, il est intéressant de faire deux pondération, une inter-critère et une autre intra-critères (plus fine) (Laaribi, 2000; Saint Laurent et Schneider, 2004).

L'approche d'analyse multicritère par somme pondérée s'exprime par l'équation suivante (Roy, 1985):

$$P = \sum_{i=1}^n w_i p_i \quad (21)$$

P représente la performance globale estimée d'après les n critères i , w_i est le poids pour le critère i , et p_i est la performance en regard du critère i seulement.

Pour cartographier l'érosion hydrique dans notre zone d'étude nous avons procédé à des AMC des différents facteurs contrôlant l'érosion hydrique provenant de différents traitements et calculs: IEE, les unités lithologiques et TDVI. L'IEE mesure le potentiel érosif du ruissellement de surface en indiquant les aires susceptibles de subir une forte érosion hydrique. Toutefois, en plus le comportement hydrologique

des sols, l'érosion des sols dépend aussi de la nature des unités lithologiques et de l'importance de la couverture végétale (TDVI). Notre AMC est faite en trois étapes fondamentales (**Figure 18**): la première est une classification et pondération intra-critères de ces facteurs ou critères. La deuxième étape est une pondération inter-critère pour les mêmes critères. La détermination du poids accordé pour les deux pondération a été basée sur notre connaissance *a priori* des caractéristiques des sols et leur degré de sensibilité à l'érosion hydrique et sur des études antérieures effectuées sur notre zone d'étude (Parenteau *et al.*, 2003; Bannari *et al.*, 2008a). La troisième étape est une superposition des 3 critères par addition en utilisant l'outil "Raster Calculator" de l'extension "Spatial Analyst" du logiciel ArcGis 9.3. Plusieurs scénarios ont été considérés en attribuant différents poids pour chaque critère. Les cartes obtenues d'érosion hydrique ont été comparés à la réalité terrain.

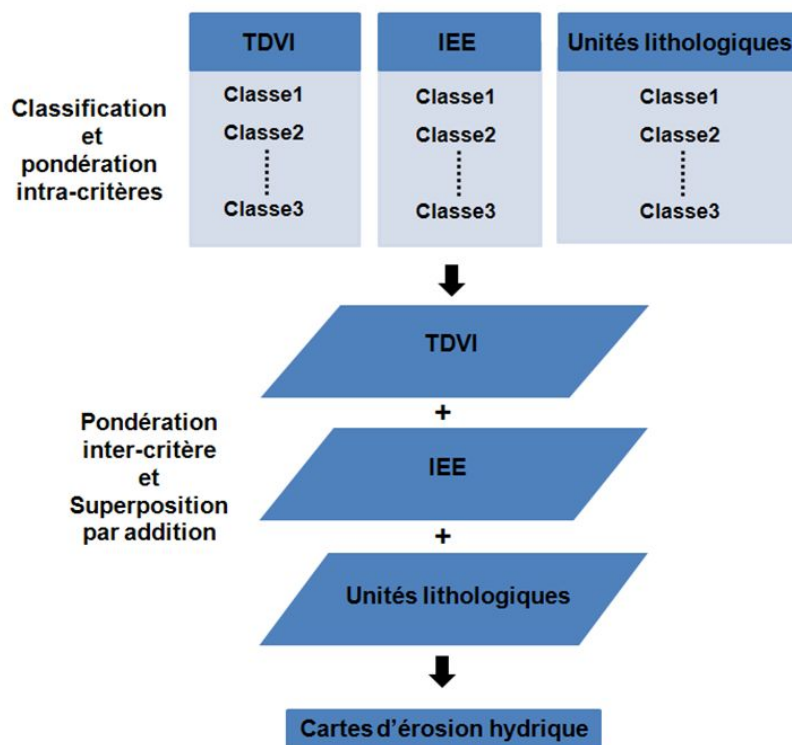


Figure 18: Étapes des AMC

CHAPITRE IV: ANALYSE ET DISCUSSION DES RESULTAS

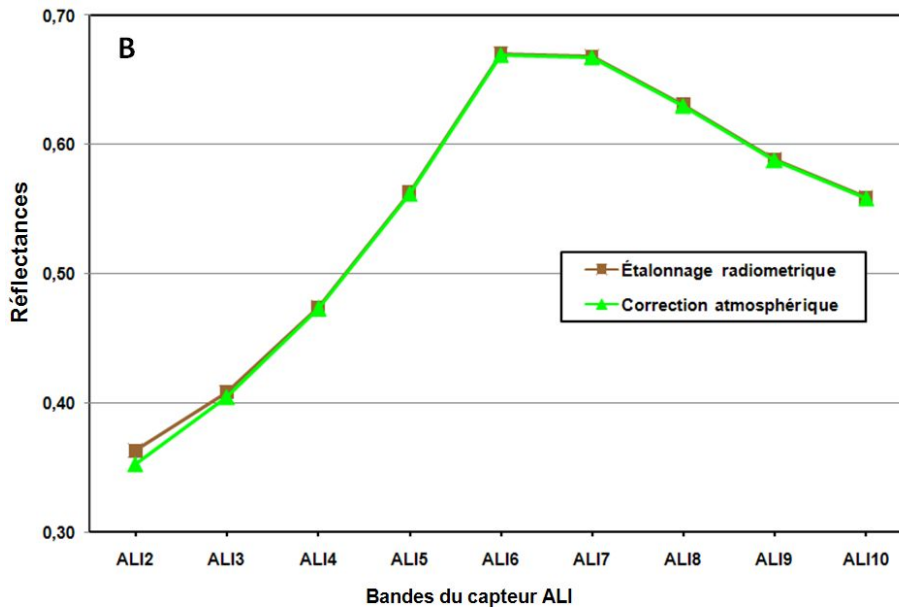
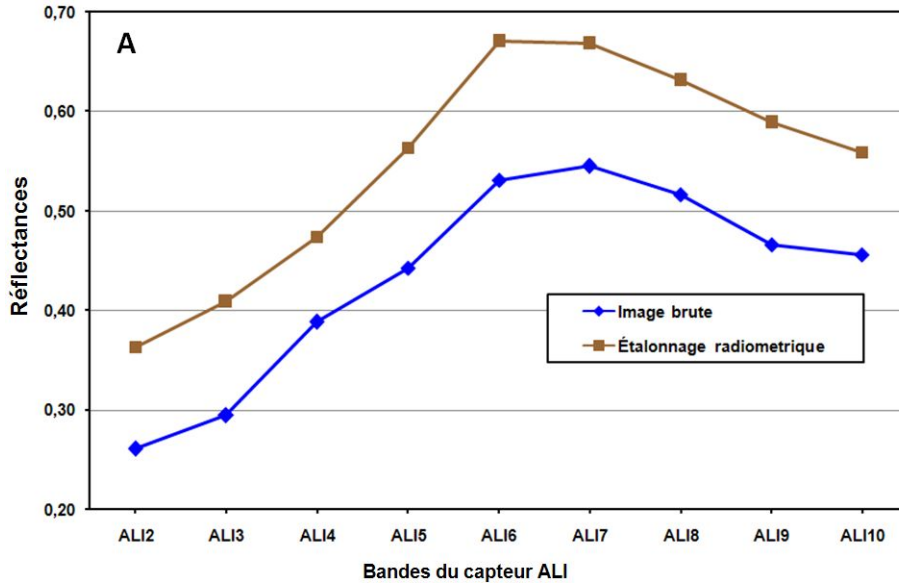
1. Introduction

Dans ce chapitre, les résultats obtenus seront présentés et analysés. Dans un premier temps, l'analyse portera sur les résultats des prétraitements à savoir : les corrections des anomalies radiométriques, atmosphériques, géométriques et topographiques. Par la suite, nous avons procédé à l'analyse des trois approches utilisées pour la cartographie de l'érosion hydrique dans notre secteur d'étude. Les deux premières approches sont basées sur le traitement d'images satellitaires; il s'agit des indices spectraux et du SAM, alors que la troisième est une analyse multicritère dans un SIG des différents facteurs contrôlant l'érosion hydrique. Finalement, nous avons comparé et validé les différents résultats par rapport à la réalité terrain.

2. Prétraitements des données images

Pour que l'information spectrale de notre image ALI puisse refléter la réalité de terrain, nous avons effectué les corrections des effets radiométriques, atmosphériques, géométriques et topographiques. En termes d'évaluation de ces prétraitements classiques, les réflectances moyennes de l'image avant et après corrections ont été comparées (**Figure 19**). Les effets d'étalonnage radiométrique propres au capteur sur la radiométrie de l'image sont bien illustrés par la variation des réflectances qui se traduit par un accroissement général sans aucune modification de l'allure de la courbe de réflectance de l'image brute (**Figure 19, A**). Quant aux corrections atmosphériques, elles engendrent une faible diminution des réflectances dans le visible, notamment dans le bleu (ALI-2) et le vert (ALI-3). Ces constatations témoignent des corrections de la radiométrie de l'image des effets de la diffusion. Alors que, les bandes d'infrarouge, elles ne présentent aucuns effets perturbateurs (**Figure 19, B**). En effet, cette partie du spectre est influencée par l'absorption causée particulièrement par la vapeur d'eau. Cependant, le secteur d'étude est caractérisé par un climat semi-aride où la concentration de la vapeur d'eau est faible. Par ailleurs, l'orthorectification de l'image a permis une faible diminution de radiométrie dans l'infrarouge, cette diminution peut être perçue comme une amélioration de la radiométrie suite à l'atténuation des effets topographiques (**Figure 19, C**). La **Figure 19 (D)** présente la comparaison des réflectances

moyennes de l'image brute avec celles de l'ortho-image englobant toutes les corrections (étalonnage radiométrique, correction atmosphérique et correction topographique). Notons que la bande 1 (ALI-1) n'est pas utilisée à cause de sa résolution spatiale (10m) qui diffère des autres bandes (30m).



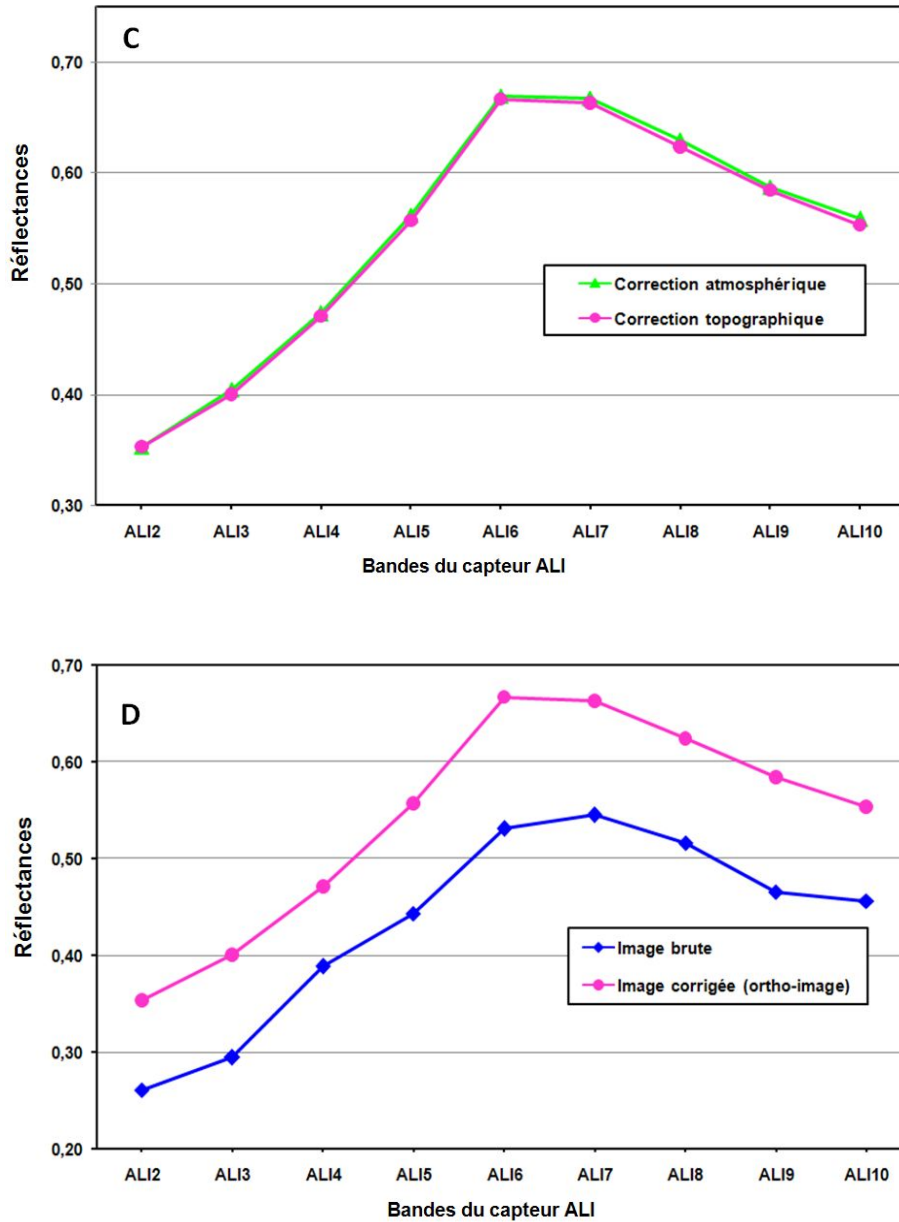


Figure 19: Comparaison des réflectances moyennes de l'image ALI avant et après correction: (A) étalonnage radiométrique, (B) correction atmosphérique, (C) correction topographique, (D) ortho-image englobant toutes les corrections.

3. Cartographie de l'érosion hydrique

3.1. Indices spectraux

Dans le cadre de cette recherche nous avons retenue différents indices spectraux que nous regroupons en quatre différentes classes. i) La classe des

indices qui sont basés sur la forme de la courbe des réflectances des sols (l'IF, l'IC et l'IB). ii) La classe des indices qui caractérisent la dégradation des sols en considérant principalement leurs couleurs (I, T et S). La classe des indices de végétation (TDVI et le NDVI). iii) La classe des indicateurs de l'état des sols et leurs occupations en se basant sur les CP. Cependant, avant l'analyse des différentes combinaisons possibles entre tous ces indices considérés pour discriminer entre les différents états de dégradation des sols, dans une première étape, nous avons analysé l'apport des bandes du visible, du PIR et du MIR, notamment dans le cas de l'IF, l'IC, l'IB, l'I, la T et la S.

3.1.1. Apport des bandes du PIR et du MIR dans le calcul des indices spectraux du sol (IF, IC, IB, I, T et S)

a. Indices basés sur la forme de la courbe des réflectances des sols (IF, IC et IB)

En considérant uniquement les canaux du visible dans le calcul de l'IF (bleu, vert et rouge) et de l'IC (bleu et rouge) comme proposé par [Escadafal et al. \(1994\)](#) et en considérant les bandes du capteur ALI. Ces indices s'écrivent selon les équations suivantes:

$$IC = \frac{\rho_{ALI5} - \rho_{ALI3}}{\rho_{ALI3}} \quad (22)$$

$$IF = \frac{2\rho_{ALI5} - \rho_{ALI4} - \rho_{ALI3}}{\rho_{ALI4} - \rho_{ALI3}} \quad (23)$$

où

ρ_{ALI3} : Réflectance de la bande bleue du capteur ALI (bande 3);

ρ_{ALI4} : Réflectance de la bande verte du capteur ALI (bande 4);

ρ_{ALI5} : Réflectance de la bande rouge du capteur ALI (bande 5).

La visualisation des images correspondant à ces indices ne permet pas la distinction entre les différents états de sols. Par contre, l'exploitation des bandes du PIR et du MIR en plus de la bande bleue (3, 6 et 10) dans le calcul de l'IF (équation 24), et des bandes bleue et PIR (3 et 6) dans la dérivation de l'IC (équation 25), améliore significativement leurs pouvoirs de discrimination comme rapporté par la littérature (**Figure 20**) (Haboudane *et al.*, 2002; Parenteau *et al.*, 2003; Chikhaoui *et al.*, 2007; Bannari *et al.*, 2008a). Bien entendu, les sols faiblement dégradés sont associés à des fortes valeurs de ces deux indices. Les sols moyennement dégradés ont des valeurs intermédiaires, alors que les sols très dégradés se distinguent par des faibles valeurs. Cette distinction nette entre ces trois différentes classes de dégradation s'explique par l'intégration la bande du MIR (bande 10) caractérisées par la présence des bandes d'absorption, notamment, des calcaires qui sont considérés comme un indicateur implicite de la dégradation des sols. Ainsi, les versions améliorées de ces deux indices ont été considéré dans la suite de nos analyses: IF (10-6-3) et IC (6-3).

$$IF = \frac{2\rho_{ALI10} - \rho_{ALI6} - \rho_{ALI3}}{\rho_{ALI6} - \rho_{ALI3}} \quad (24)$$

$$IC = \frac{\rho_{ALI6} - \rho_{ALI3}}{\rho_{ALI3}} \quad (25)$$

où

ρ_{ALI6} : Réflectance de la bande PIR du capteur ALI (bande 6).

Quant à l'IB, comparativement à la version mise au point par Mathieu et Pouget (1998) en considérant uniquement les bandes du visible du capteur ALI (3, 4 et 5) (équation 26), celle intégrant la bande du PIR en plus du visible du capteur ALI (4, 5 et 6) (équation 27) comme recommandé par Escadafal et Bacha (1996) à donner des résultats significatifs pour la détection des sols clairs qui sont généralement de nature calcaire et grés dominant dans notre zone d'étude et présentant des zones plus sensibles aux risques de dégradation (**Figure 20**): IB (4-5-6).

$$IB = \sqrt{\frac{\rho_{ALI3}^2 + \rho_{ALI4}^2 + \rho_{ALI5}^2}{3}} \quad (26)$$

$$IB = \sqrt{\rho_{ALI4}^2 + \rho_{ALI5}^2 + \rho_{ALI6}^2} \quad (27)$$

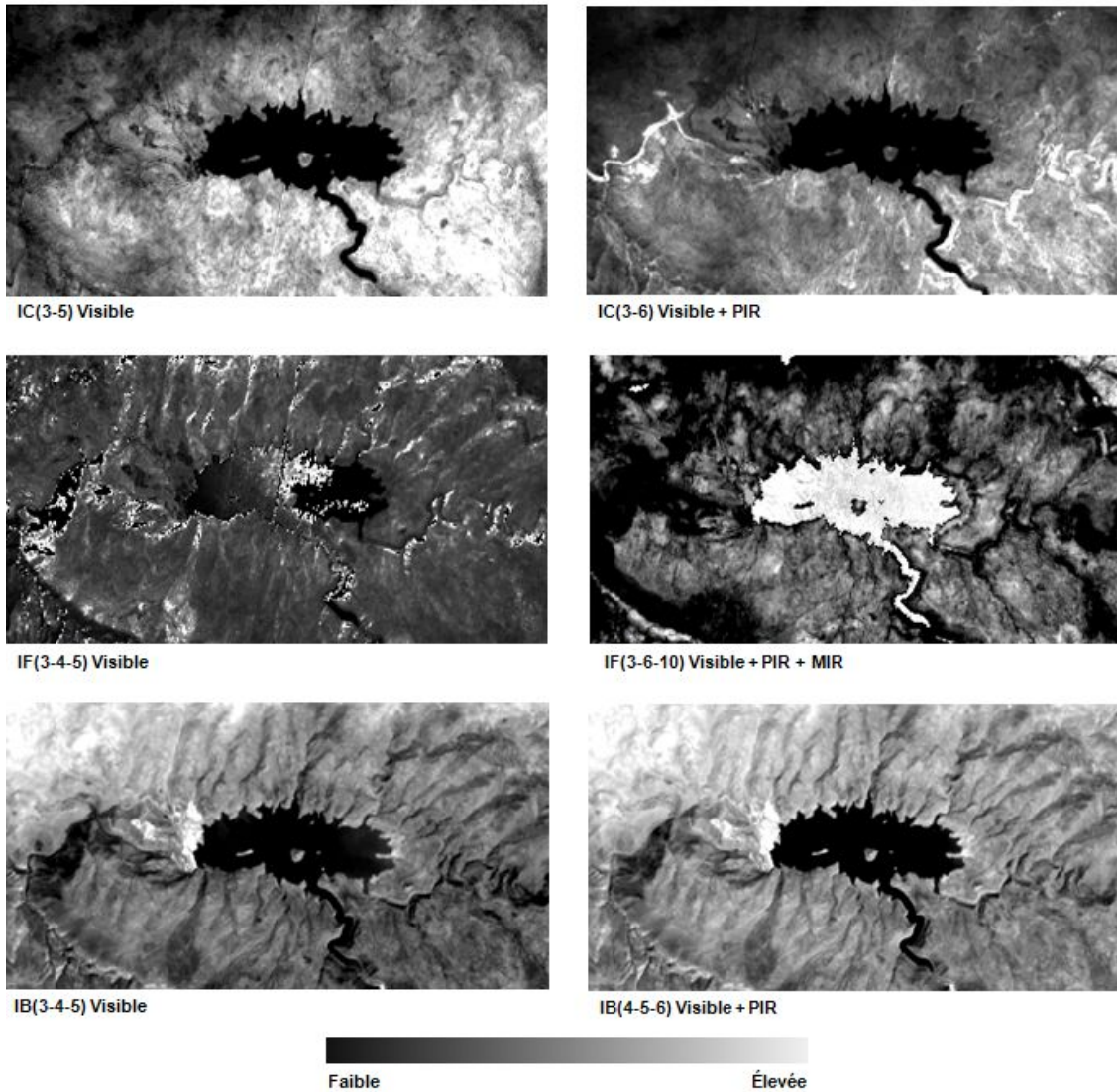


Figure 20: Comparaison entre les indices (IF, IC et IB) calculés à partir des bandes du visible et ceux calculés à partir du PIR et du MIR

b. Indices basés sur la couleur des sols (I, T et S)

Nous rappelons que les variables I, T et S ont été dérivées en utilisant la transformation cylindrique (Kruse et Raines, 1984) qui est formulée par les équations suivantes:

$$\begin{pmatrix} I \\ v_1 \\ v_2 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \frac{1}{\sqrt{3}} & \frac{1}{\sqrt{3}} & \frac{1}{\sqrt{3}} \\ -\frac{1}{\sqrt{6}} & -\frac{1}{\sqrt{6}} & \frac{2}{\sqrt{6}} \\ -\frac{1}{\sqrt{2}} & \frac{1}{\sqrt{2}} & 0 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} R \\ V \\ B \end{pmatrix} \quad (28)$$

$$T = \tan^{-1} \left(\frac{v_1}{v_2} \right) \quad (29)$$

$$S = \sqrt{v_1^2 + v_2^2} \quad (30)$$

R, V et B sont, respectivement, les bandes spectrales dans le rouge, vert et bleu. I, T et S sont l'intensité, la teinte et la saturation. v_1 et v_2 sont deux variables intermédiaires pour calculer les valeurs de transformation.

Du fait que l'I, la T et la S de la couleur d'un sol sont des critères important dans la caractérisation des sols, nous les avons dérivés dans une première étape en utilisant les bandes du visible comme suggéré par Escadafal *et al.* (1993) et en considérant les trois transformations proposées dans la littérature: hexagonale, double hexagonale et cylindrique. Toutefois, bien que la région du visible puisse être informative sur la variabilité spectrale des sols en fonction de leurs couleurs, les domaines spectraux du MIR montrent des réflectances plus complexes et plus informatives sur l'état des sols. En effet, dans ces domaines spectraux le pouvoir de discrimination relatif à la couleur et combiné à la puissance de différenciation lié aux bandes d'absorption caractérisant les matériaux pédologiques des sols. Par conséquent, nous avons dérivé ces trois indices en exploitant la richesse spectrale du capteur ALI, notamment dans le domaine d'infrarouge, en considérant les trois

transformations discutées ci-dessus. A ce niveau, les résultats obtenus montrent que par rapport aux bandes du visible, une transformation cylindrique basée sur les bandes de PIR et MIR du capteur ALI offre le meilleur rehaussement de la couleur des sols (**Figure 21**). Toutefois, notons qu'un pouvoir séparateur entre les différentes classes des sols a été obtenu, notamment, à l'aide de l'I et la S. Par contre, la T donne des résultats ne reflétant pas la réalité terrain et, par conséquent, elle n'était pas prise en considération. Les indices retenus pour la combinaison en composés colorés aux autres indices afin de la discrimination entre les classes de dégradation des sols sont: I(6-8-9), S(6-8-9), I(7-8-9), S(7-8-9), I(8-9-10) et S(8-9-10).

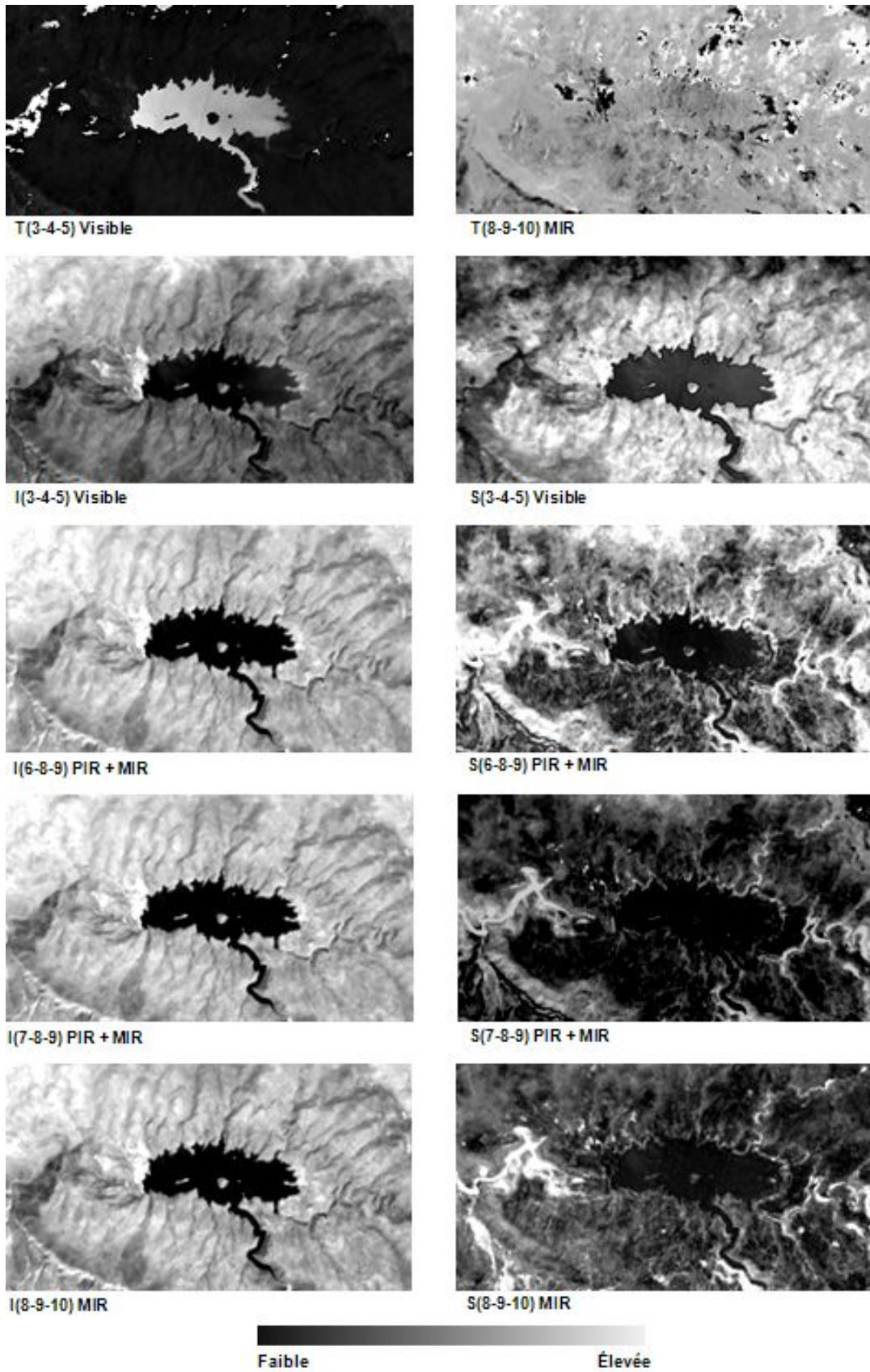


Figure 21: Comparaison entre les indices (T, I et S) transformés à partir des bandes du visible et ceux transformés à partir du PIR et du MIR.

3.1.2. Indices de végétation et les composantes principales

Les indices de végétation NDVI et TDVI sont utilisés et comparés en vue de quantification de la densité des couverts végétaux. Cette analyse préliminaire montre une représentation relativement améliorée des couverts végétaux à l'aide du TDVI (**Figure 22, B**) par rapport au NDVI (**Figure 22, A**). En effet, le TDVI a mieux quantifié les quatre différentes classes des couverts végétaux présentes sur notre site d'étude (**Figure 22**): couvert dense (couleurs rouge et rouge foncé), couvert moyennement dense (couleurs jaune et jaune-orange), couvert faible (couleur cayon) et absente de végétation dans le cas des sols nus (couleur bleue). Ces résultats concordent avec les travaux d'[Ozbakir \(2006\)](#) et [Bannari et al. \(2007\)](#) qui ont montré que cet indice permet de bien cartographier la végétation dans un environnement mixte et hétérogène. Par ailleurs, cet indice est combiné aux autres indices pour la discrimination entre les classes de dégradation des sols.

Les images des CP (CP-1, CP-2 et CP-3) obtenues ont permis de détecter les sols clairs et brillants et de séparer les couverts végétaux associés aux sols (**Figure 23**). En effet, ces images sont les plus informatives ([Richards, 1999](#)), par contre les autres images des CP (CP-4, CP-5, CP-6, CP-7, CP-8 et CP-9) donnent des résultats ne reflétant pas la réalité terrain et, par conséquent, elles n'étaient pas considérées à la suite de nos analyses.

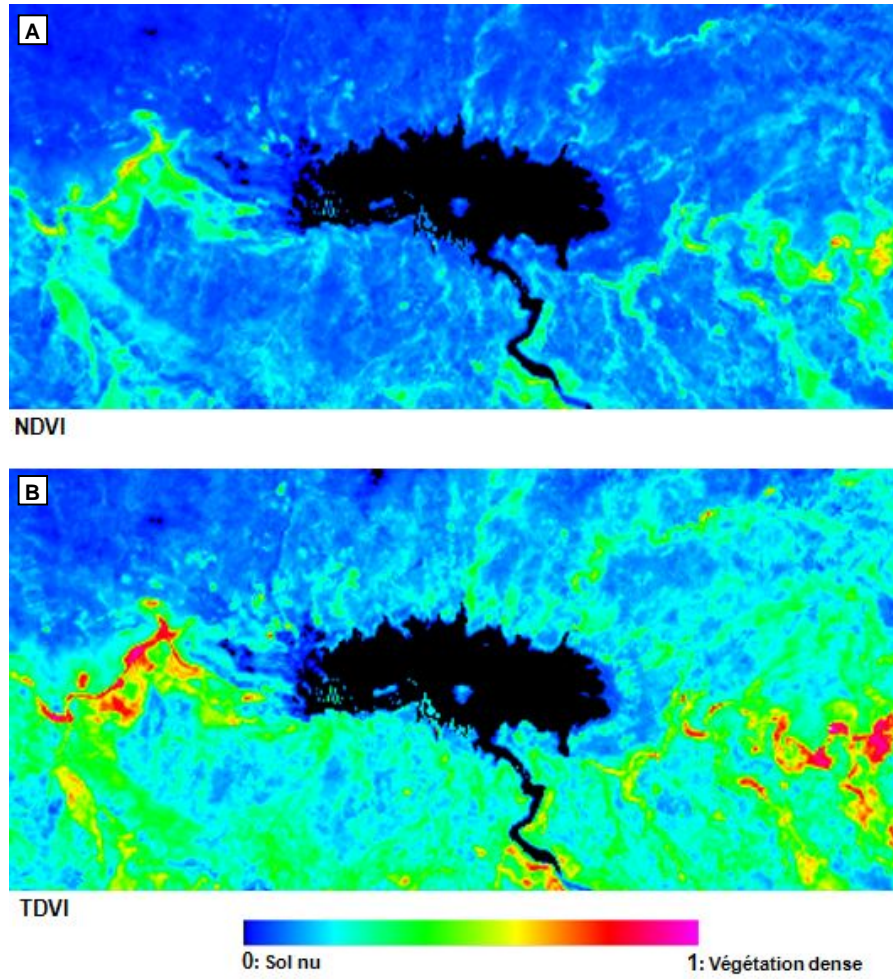


Figure 22: Cartes des indices de végétations en pseudo-couleurs: (A) NDVI, (B) TDVI.

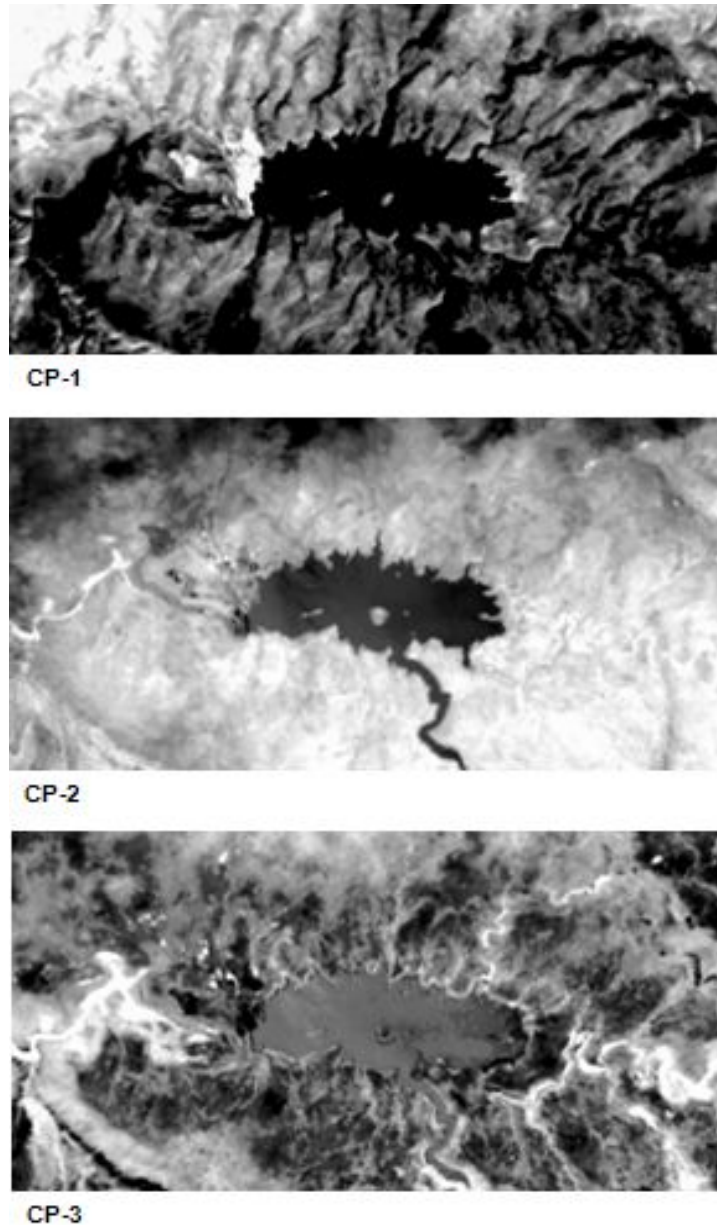


Figure 23: Composantes principales (CP-1, CP-2 et CP-3).

3.1.3. Combinaison des indices spectraux

Après cette première étape d'analyse qui nous a permis de choisir les bandes spectrales les plus appropriés pour les calculs de nos indices spectraux, dans une seconde étape nous avons étudié plus de 50 combinaisons de composés colorés dans le système RGB du système de traitement d'image ENVI 4.7 en considérant les différents indices (IF, IC, IB, I, S, TDVI, CP-1, CP-2 et CP-3) (**Figure 24**). La comparaison et l'analyse des différentes combinaisons, nous a permis de choisir

celles ayant un pouvoir discriminatoire des différents niveaux de dégradation en particulier et des différentes classes d'occupation du sol en général. Le premier composé coloré retenu considère les trois indices IB(4-5-6), IC(3-6) et IF(3-6-10) dans le R (rouge), le V (vert) et le B (bleu) (**Figure 25**). Le deuxième composé coloré associe l'I(6-8-9), l'IF(3-6-10) et la S(8-9-10) ou la S(7-8-9) dans le R, le V et le B (**Figure 26**). Quant au dernier composé coloré, il combine les trois composantes principales (**Figure 27**). Ces cartes dérivées de façon simple et rapide sont représentées en 2D et en 3D avec quatre fois l'exagération de la verticale. Elles mettent en évidence cinq différentes classes thématiques, soit: l'eau, la végétation, les sols faiblement dégradés, les sols moyennement dégradés et les sols fortement dégradés. En outre, elles montrent que l'effet de l'ombre est bien corrigé.

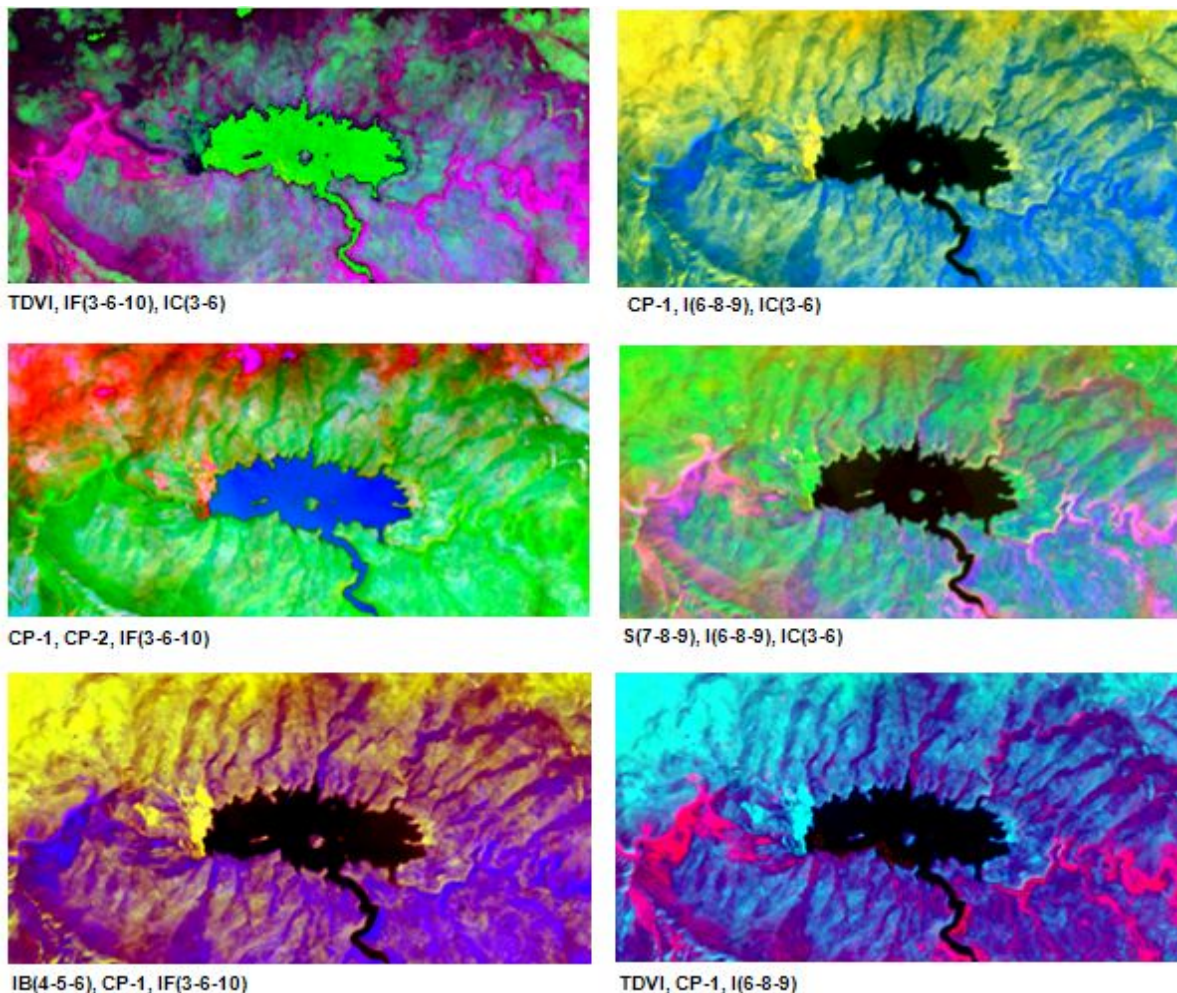


Figure 24: Exemple des 50 combinaisons des indices spectraux étudiées en système RGB ne reflétant pas la réalité terrain.

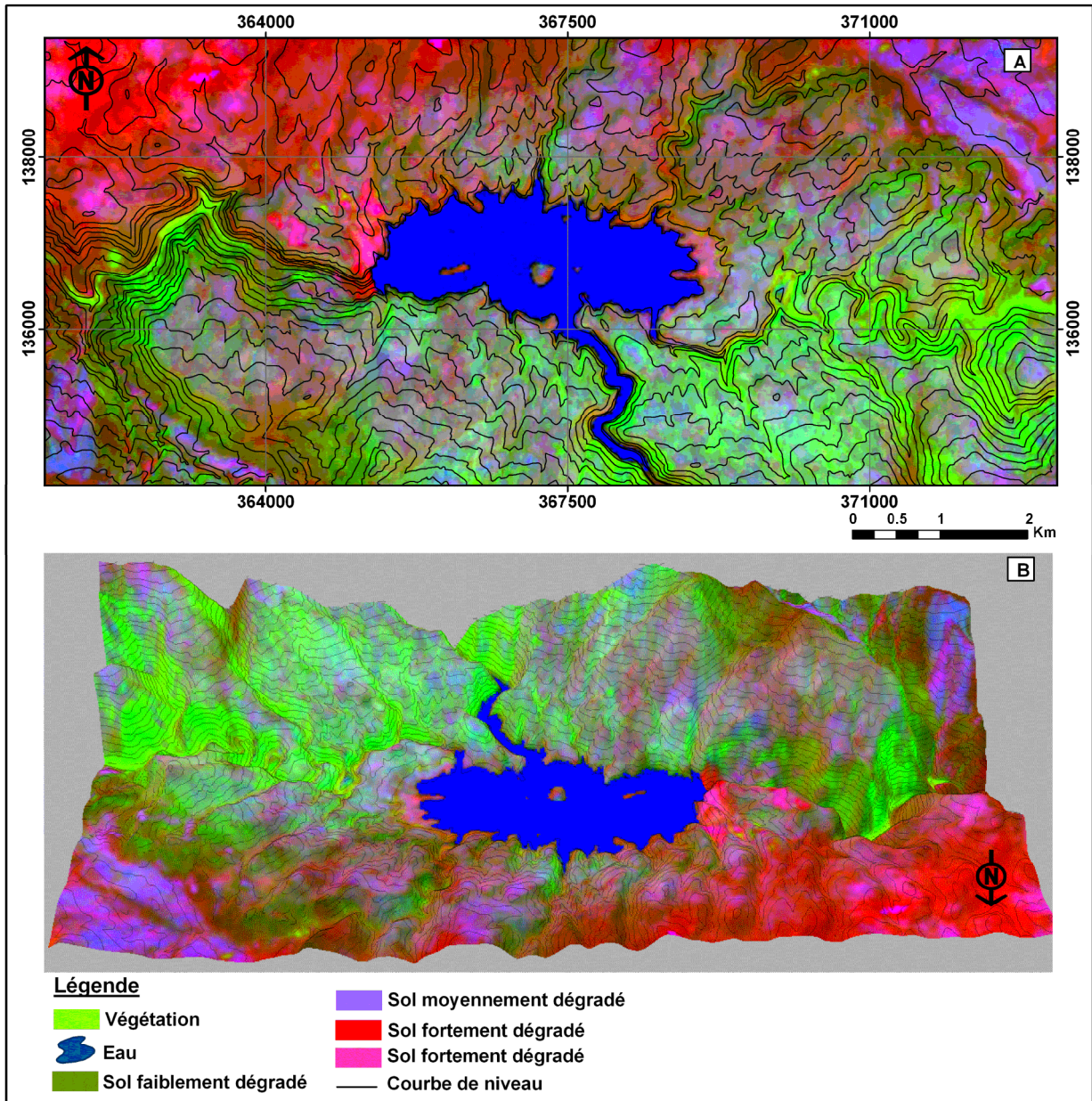


Figure 25: Carte de dégradation des sols obtenue à l'aide de l'utilisation conjointe de l'IB (rouge), l'IC (vert) et l'IF (bleu): (A) carte en 2D superposée avec des courbes de niveau, (B) carte en 3D superposée avec des courbes de niveau.

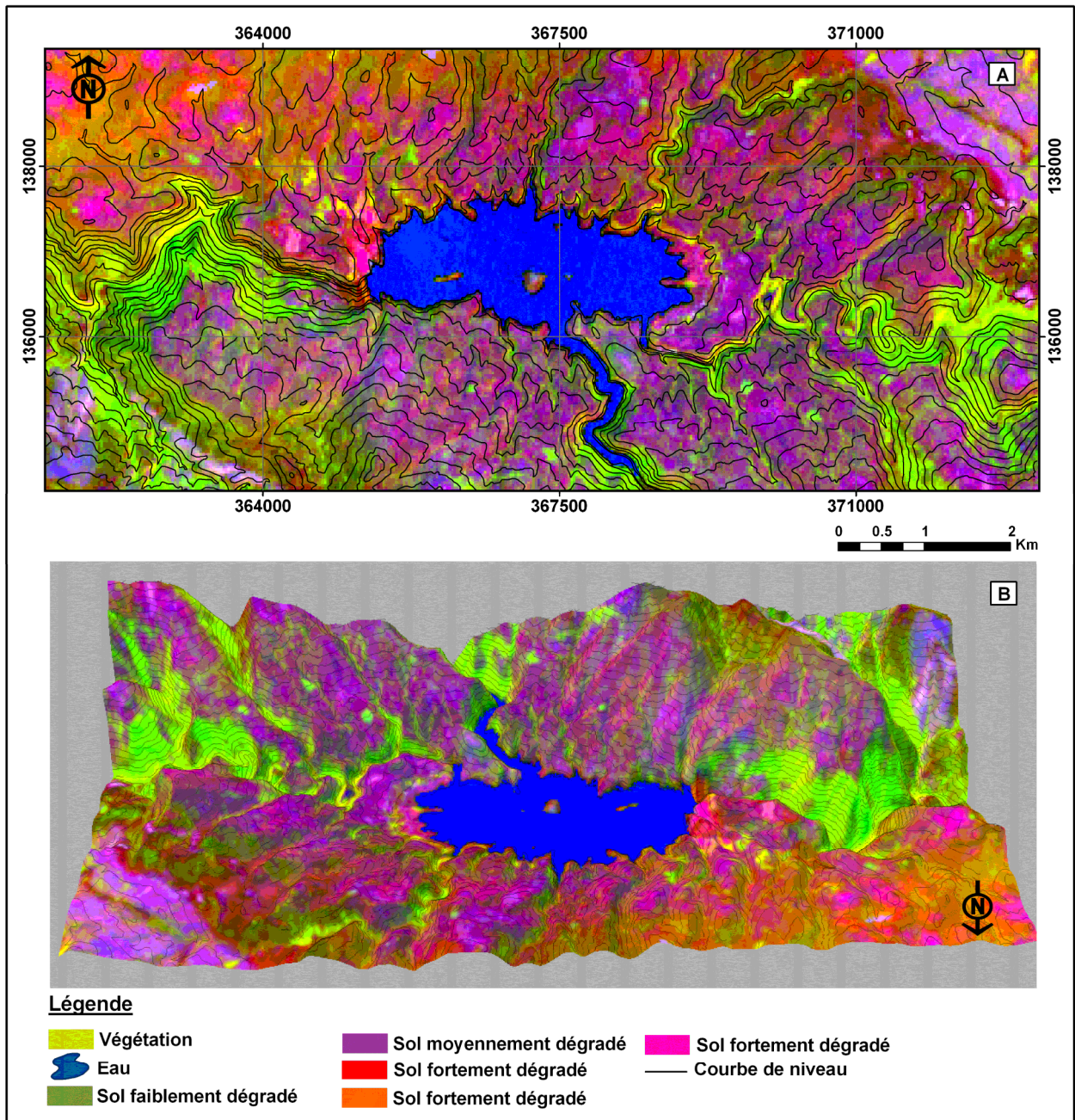


Figure 26: Carte de dégradation des sols obtenue à l'aide de l'intégration de l' I (rouge), de la S (vert) et de l'IF (bleu): (A) carte en 2D superposée avec des courbes de niveau, (B) carte en 3D superposée avec des courbes de niveau.

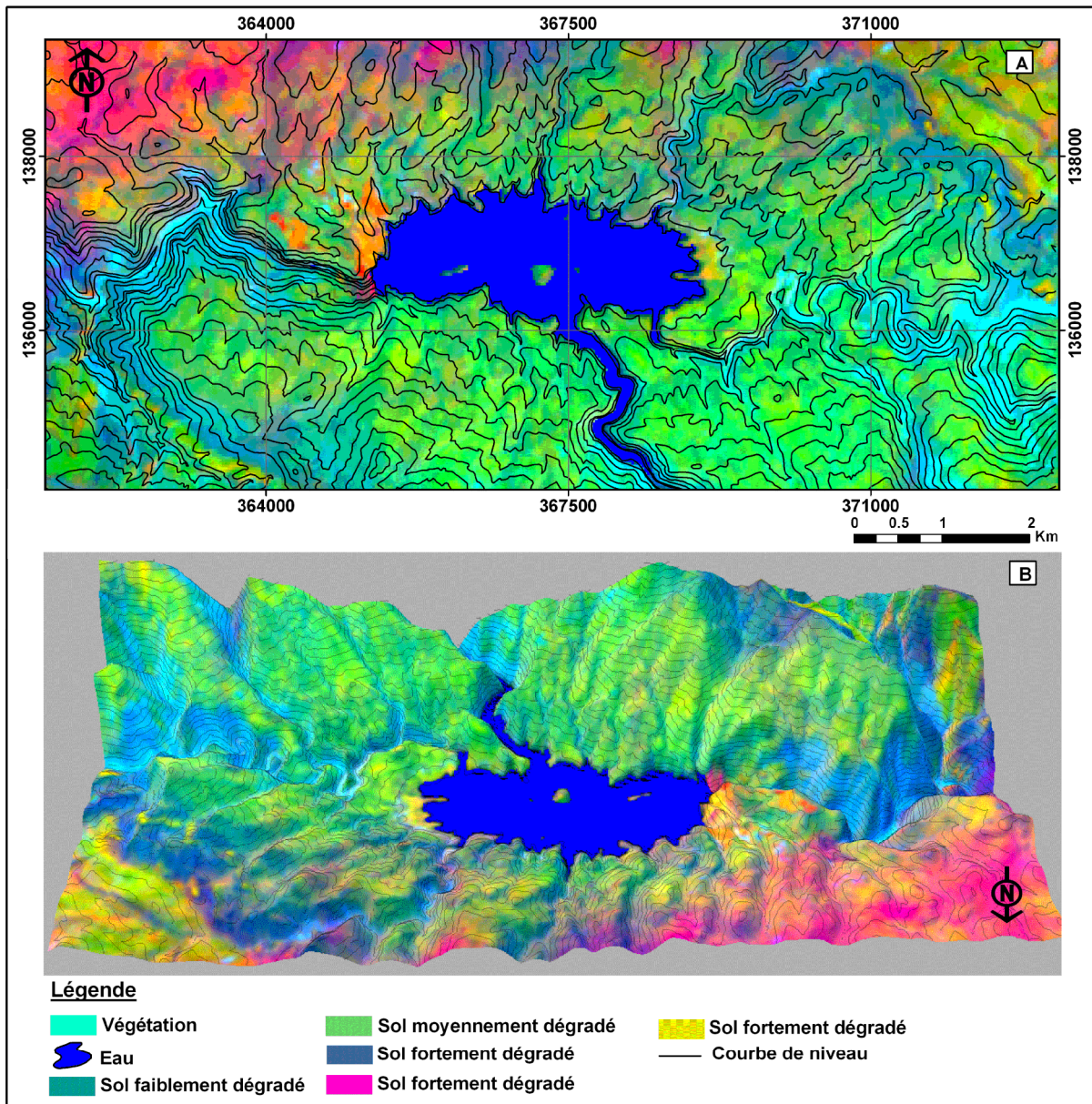


Figure 27: Carte de dégradation des sols obtenue à l'aide de l'intégration du CP-1 (rouge), du CP-2 (vert) et du CP-3 (bleu): (A) carte en 2D superposée avec des courbes de niveau, (B) carte en 3D superposée avec des courbes de niveau.

Ces composés colorés (**Figure 25**, **Figure 26** et **Figure 27**) ont été confrontées à la réalité terrain en se basant sur des photos illustrant les différentes classes d'occupation sols. Toutefois, deux combinaisons ont été retenues du fait de leur pouvoir séparateur entre les différents niveaux de dégradation des sols. La première considère les indices IB, IC et IF, alors que la seconde associe l'I et la S calculer à

l'aide d'une transformation cylindrique et l'IF. Nous pouvons donc déduire que les couleurs et les niveaux de brillances des sols, ainsi que la forme de leurs signatures spectrales caractérisant les propriétés de réflexion et d'absorption des éléments constitutifs de ces sols sont des paramètres déterminant pour la cartographie de la dégradation et de l'érosion des sols.

3.2. Classification du Spectral Angle Mapper

3.2.1. Signatures prototypes

Pour la méthode du SAM nous avons extraits les signatures prototypes représentant les trois classes de dégradation des sols (sols faiblement dégradés, sols moyennement dégradés et sols fortement dégradés) et deux classes de végétation (éparse et dense). Quant à la classe d'eau, puisqu'elle se discrimine facilement et nettement des autres classes, elle n'était pas intégrée avec les signatures prototypes mais seulement masquée.

Nous rappelons que le choix des signatures prototypes (*endmembers*) est fait à la base de missions de terrain en utilisant un GPS à ± 5 m de précision. Les signatures prototypes des sols à fortes dégradations sont présentées sur la **Figure 28** par les courbes de couleur rouge (sol-1, sol-2, sol-3 et sol-4). Ils sont de nature lithologique composée de grés et de calcaire. Leurs fortes valeurs de réflectances s'expliquent par leur faible teneur en éléments constitutifs des sols développés (matière organique, minéraux argileux et oxydes de fer), et aussi par la présence des calcaires qui augmente la clarté et la brillance de ces sols. Les sols moyennement dégradés sont présentés par les signatures spectrales de couleur bleue (sol-5, sol-6, sol-7, sol-8, sol-9 et sol-10) et qui se caractérisent par des valeurs intermédiaires de réflectances. Ces sols sont généralement de nature gréseuse avec un faible contenu en éléments constitutifs des sols développés. Quant aux sols faiblement dégradés, ils sont présentés par les signatures spectrales de couleur jaune (sol-11, sol-12, sol-13, sol-14 et sol-15) dont les niveaux de réflectances sont relativement faibles. Ces sols sont de nature argileuse relativement riche en matière organique et en oxydes de fer. Les courbes de réflectances de ces sols sont bien distinctes par rapport à celles des autres sols présentant des dégradations fortes et moyennes, notamment

dans les domaines du PIR et du moyen infrarouge. Cette variation des réflectances des sols en fonction de leurs états dégradations est similaire avec celle décrite dans les travaux de Baumgardner *et al.* (1985), de Haboudane *et al.* (2002) et de Chikhaoui *et al.* (2005). La signature prototype de la végétation relativement dense (Vg-2) est caractérisée par une forte réflectance dans le PIR par rapport à celle de la végétation éparse (Vg-1).

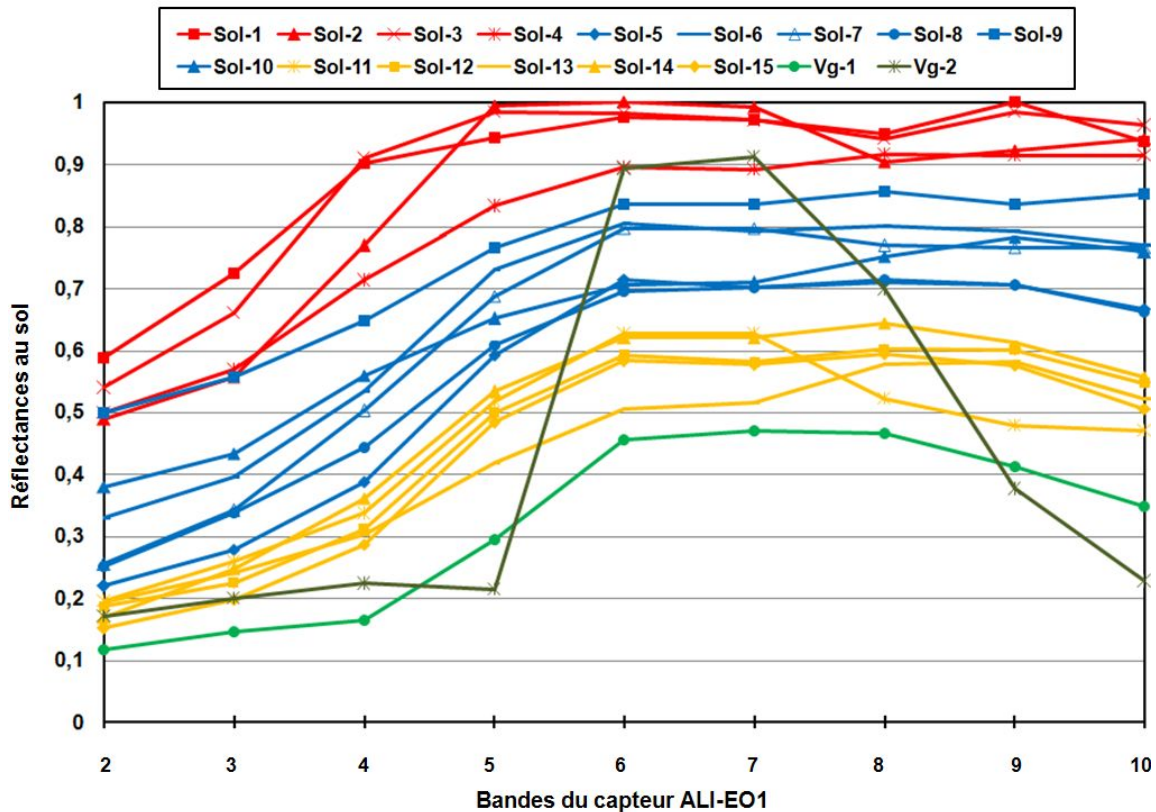


Figure 28: Les signatures spectrales prototypes.

3.2.2. Exécution du SAM

Pour l'exécution de la classification du SAM, après plusieurs tests de seuillage entre le vecteur de l'image et celui du spectre de référence, nous avons retenu un seuillage de 0,22 radian comme valeur maximale. Celui-ci a permis d'achever la classification avec un coefficient Kappa égale à 96 %, ce qui est jugé une excellente précision (Girard et Girard, 1999). La **Figure 29** montre la carte de dégradation des sols obtenus à l'aide de la méthode du SAM en 2D et en 3D, avec quatre fois l'exagération de la verticale. Similairement à la méthode des indices, cette carte

montre les cinq classes thématiques considérées, soit: eau, végétation, sols faiblement dégradés, sols moyennement dégradés et sols fortement dégradés.

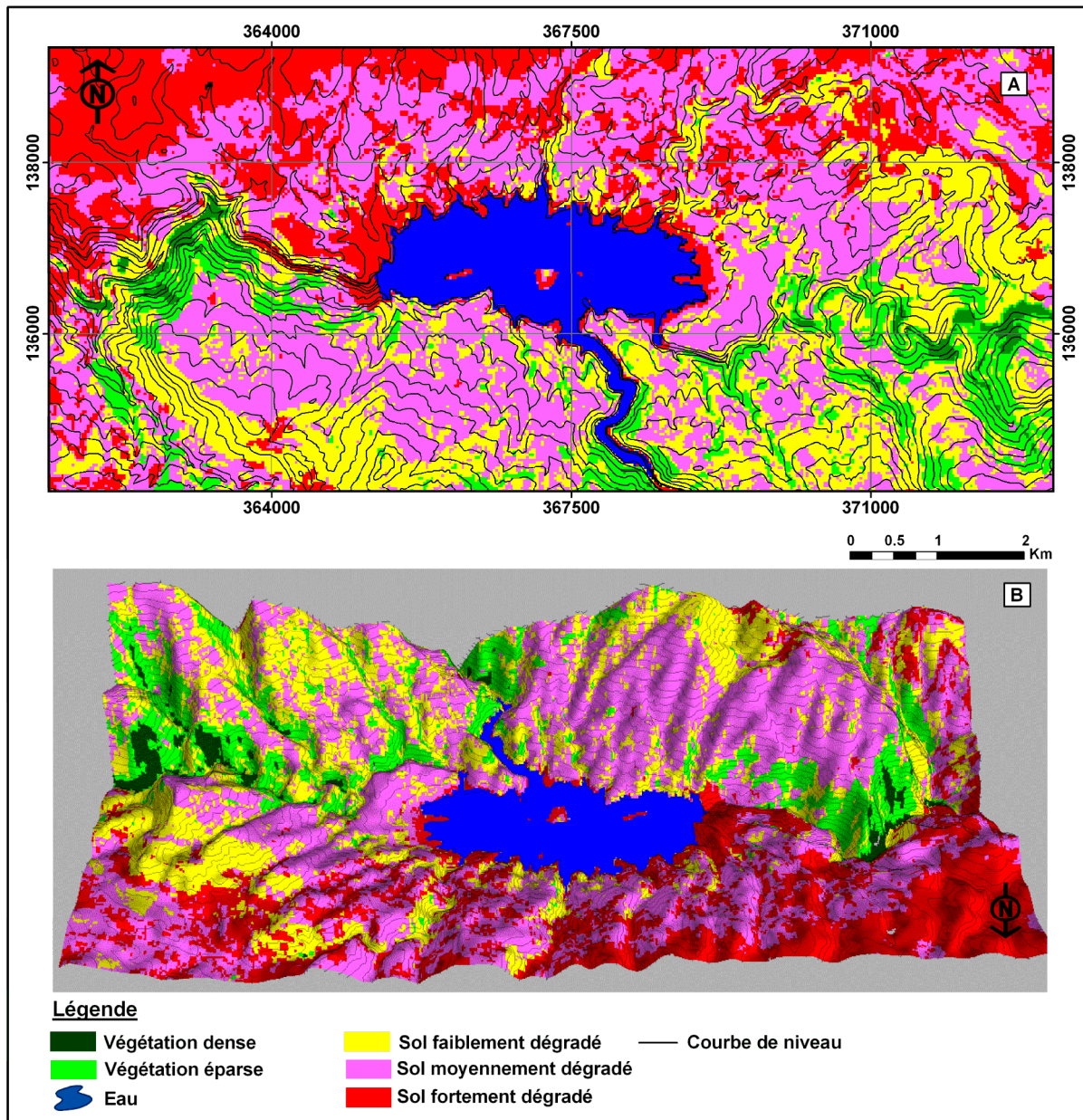


Figure 29: Carte de dégradation des sols obtenue à l'aide de SAM: (A) carte en 2D superposée avec des courbes de niveau, (B) carte en 3D superposée avec des courbes de niveau.

3.3. Analyse Multicritère

Pour cartographier l'érosion hydrique dans notre zone d'étude nous avons procédé à des AMC des différents facteurs contrôlant l'érosion hydrique provenant de différents traitements et calculs: TDVI, IEE et les unités lithologiques.

3.3.1. Indice d'énergie d'eau (IEE)

Après la dérivation du MNA, l'équation de l'IEE a été implémentée dans l'ArcGis pour mesurer le potentiel érosif de ruissellement de surface, qui est un indicateur des aires susceptibles de subir une forte érosion hydrique. En se basant sur notre connaissance *a priori* des caractéristiques géomorphologiques de notre site d'étude, l'IEE a été classé en 3 classes: élevé, moyen et faible (**Figure 30**). Les classes élevées d'IEE se localisent le long des talwegs où les aires des drainages sont grandes et les pentes sont fortes. Ces zones sont caractérisées par une concentration de l'écoulement de surface en générant des niveaux élevés d'érosion hydrique. Par contre les niveaux faibles d'IEE sont rencontrés dans les régions où la combinaison des pentes faibles et les petites aires de drainage, le pouvoir érosif de l'eau reste faible à modéré.

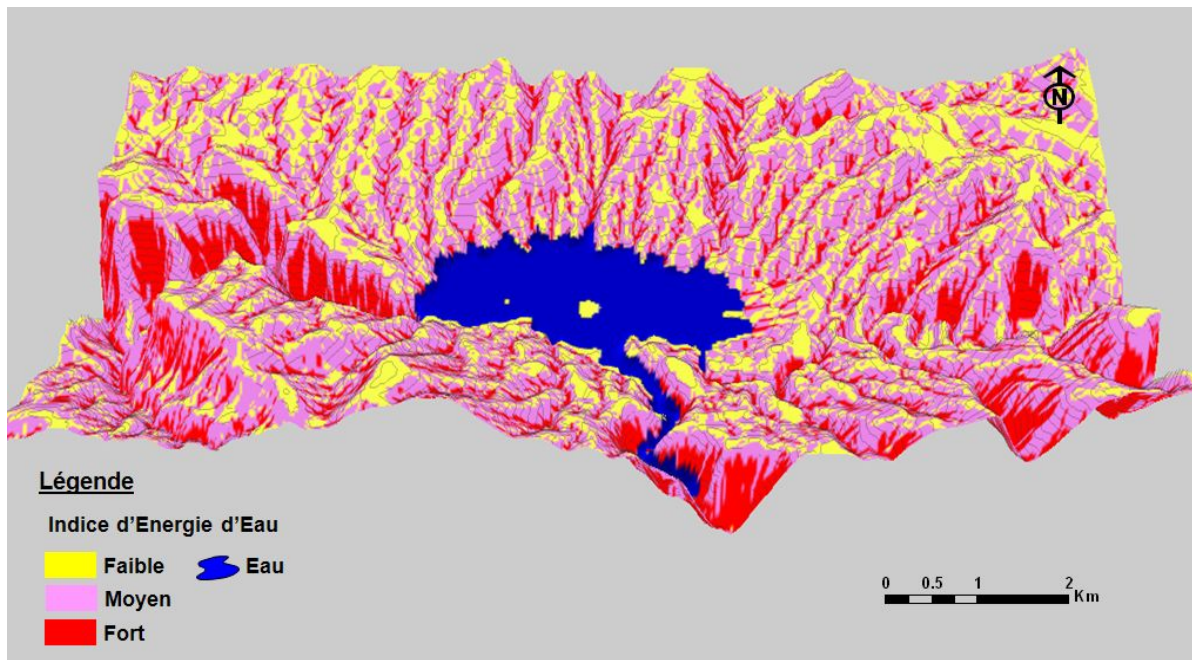


Figure 30: Indice d'énergie d'eau présenté en 3D.

3.3.2. Unités lithologiques et couvert végétal

En plus de la configuration géomorphologique, l'action érosive de l'écoulement dépend aussi de l'importance de la couverture végétale et de la nature des unités lithologiques. Ces dernières ont été dérivées par la classification supervisée selon la distance de Mahalanobis en considérant toutes les bandes de l'image ALI. En se basant sur notre connaissance *à priori* de terrain et sur les cartes géologiques pré-existantes (Jenny, 1982), trois unités lithologiques ont été sélectionnées: grés, argile-grés et calcaires. Cette classification a été achevée avec un coefficient Kappa égale à 81 %, ce qui est jugé une excellente précision.

Le couvert végétal a été quantifié en calculant le TDVI, qui est classifié en trois classes: sol nu, végétation épaisse et végétation dense. La **Figure 31** illustre la distribution spatiale des unités lithologiques superposées aux classes du couvert végétal.

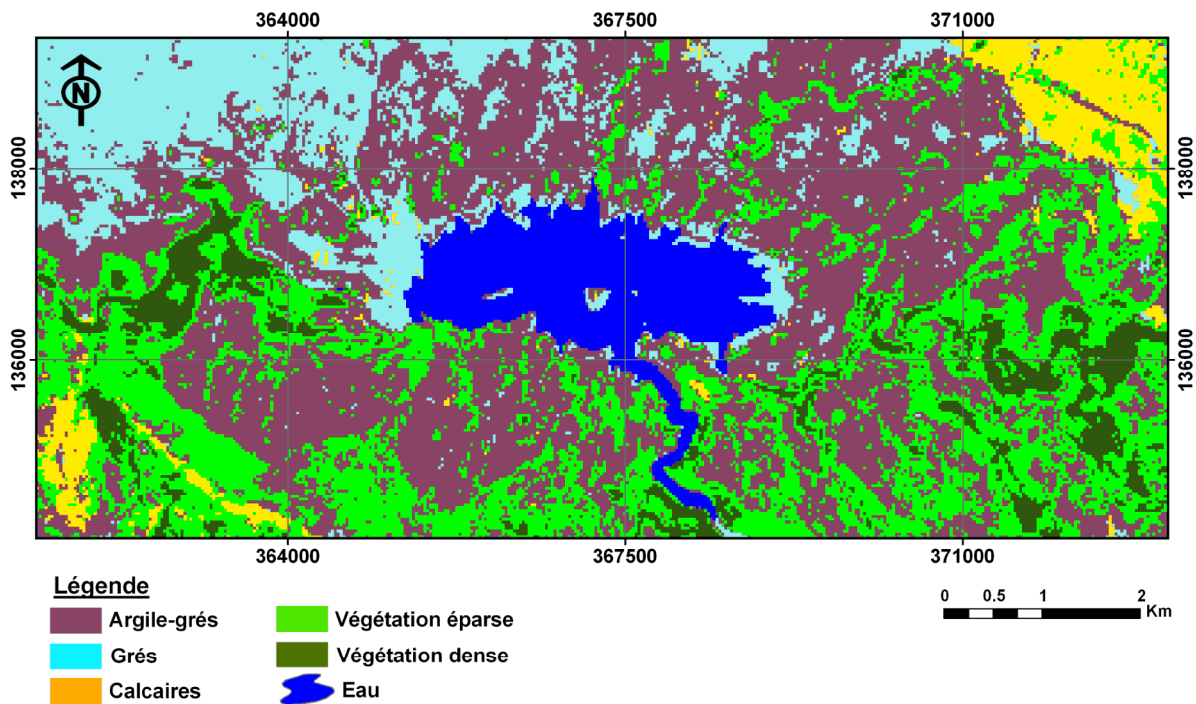


Figure 31: Carte d'occupation des sols.

3.3.3. Intégration des données et analyses spatiales

Dans un environnement SIG, toutes les classes des variables considérées ont été intégrées pour des AMC: l'IEE (faible, moyen et élevé), les unités lithologiques (grés, argile-grés et calcaires) et la végétation (sol nu, végétation éparse et végétation dense). Dans cette étape, plusieurs scénarios ont été considérés en accordant différents poids aux variables considérées pour la dérivation des cartes de différents niveaux d'érosion hydrique. Le **Tableau 4** présente la distribution des poids utilisés pour l'AMC (inter-critère et intra-critères) en résultant le meilleur scénario retenu pour caractériser l'érosion hydrique. La **Figure 32** illustre la carte du scénario retenu pour cartographier l'érosion hydrique en identifiant 5 classes: sols faiblement dégradés, sols moyennement dégradés, sols fortement dégradés, végétation et eau. L'analyse de cette carte montre que les zones faiblement dégradées sont caractérisées par une faible agressivité de ruissellement exprimé par la faible valeur d'IEE, par des sols de nature argile-grés et calcaire où la couverture végétale est dense. Les zones moyennement dégradées sont situées sur des pentes moyennes avec une végétation éparse, elles sont dominées par les formations argile-grés et calcaires. Quant aux zones fortement dégradées, elles sont localisées dans les talwegs où le ruissellement se concentre en générant des énergies importantes de l'érosion (IEE élevé), ces zones sont dépourvues de la couverture végétale et sont particulièrement dominées par des sols de nature grés et calcaires.

Critères	Classes	Pondération inter-critères	Pondération intra-critère
IEE	Faible	30/100	0/100
	Moyen		30/100
	Élève		70/100
Végétation	Végétation dense	30/100	0/100
	Végétation éparse		30/100
	Sol nu		70/100
Unités-lithologiques	Argile-grés	40/100	20/100
	Calcaires		30/100
	Grés		50/100

Tableau 4: Répartition de la pondération (intra et inter-critères) des critères retenus pour l'AMC.

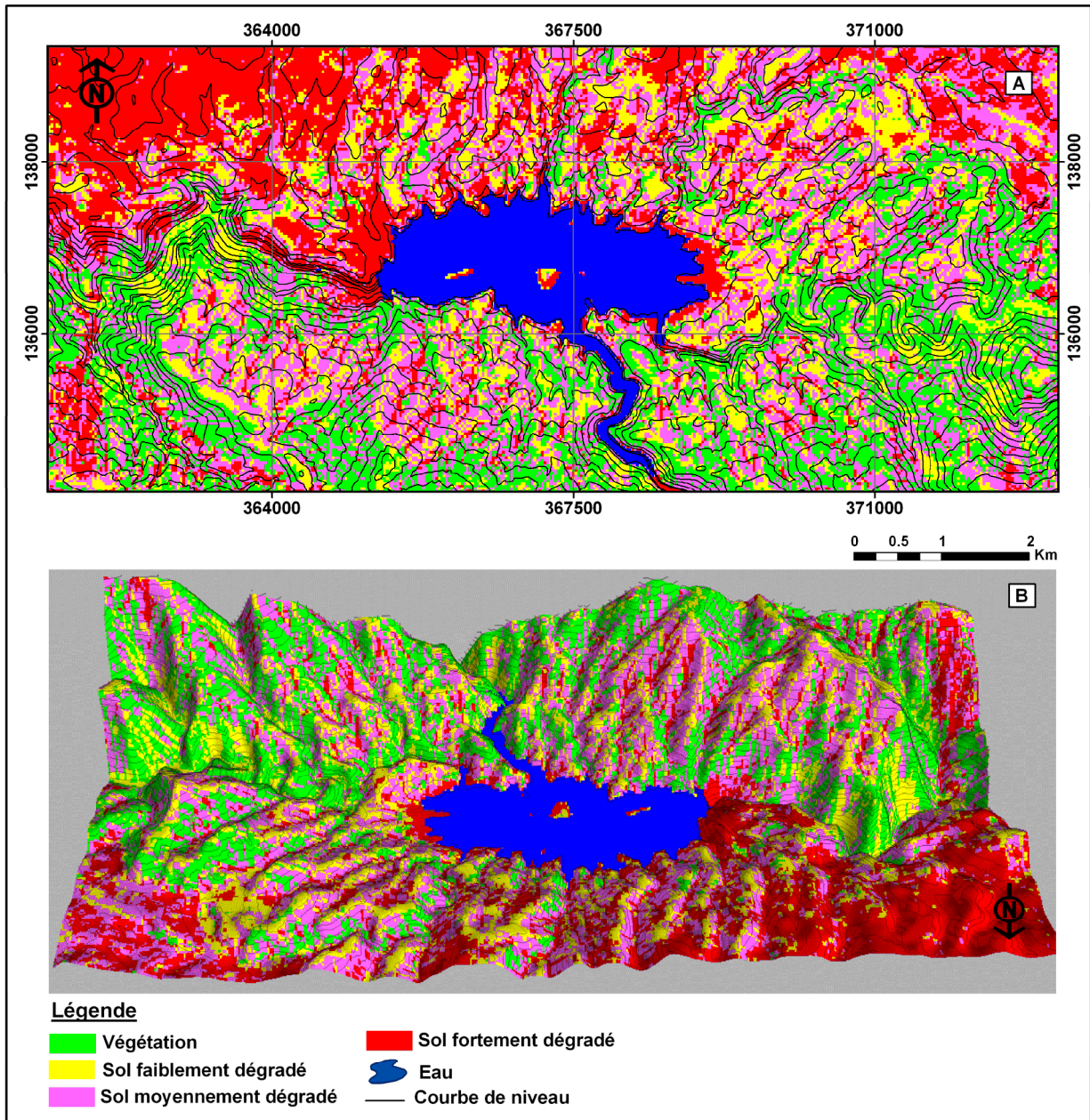


Figure 32: Carte de dégradation des sols obtenue par les AMC: (A) carte en 2D superposée avec des courbes de niveau, (B) carte en 3D superposée avec des courbes de niveau.

4. Comparaison et exactitude des résultats

En termes d'exactitude, nous avons utilisé 40 points de validation (**Figure 33**) pour comparer les résultats obtenus à l'aide des trois méthodes utilisées (**Figure 25**, **Figure 26**, **Figure 29** et **Figure 32**). Ces points ont été localisés à l'aide d'un GPS assurant une précision de ± 5 m, et sont bien répartis sur le territoire et couvrant les

différentes classes d'érosion hydrique ainsi que celles du couvert végétal. Ils ont été décrits par plusieurs variables à savoir 1) les ravins, 2) la compaction du sol, 3) la présence de la végétation dense, 4) l'épaisseur du sol, 5) les pratiques agricoles et 6) la matière organique.

- La classe d'érosion forte est caractérisée par des ravins plus profonds, des pratiques agricoles intenses, une granulométrie plus fine, pauvres en matière organique et ayant un couvert végétal très dégradé.
- La classe d'érosion modérée est caractérisée par des petits ravins, l'absence des pratiques agricoles, un couvert végétal moyennement dégradé.
- La classe d'érosion faible est caractérisée par un couvert végétal dense, des sols consolidés, la présence de la matière organique et l'absence des pratiques agricoles.

Cette validation accorde une exactitude de 90% à l'approche des indices spectraux, 80% pour l'approche du SAM et 75% pour l'approche des AMC (**Tableau 5**). Cette différence en termes d'exactitude peut s'expliquer par plusieurs considérations, on citera:

- Le problème de mixture spectrale au sein d'un même pixel qui peut engendrer la confusion et, par conséquent, conduire à une mauvaise détermination des classes spectrales.
- Les AMC sont souvent une combinaison multiplicative et additive de plusieurs variables. Toutefois, la robustesse et la fiabilité de cette méthode reposent sur le choix des critères pris en compte lors de la modélisation ainsi que sur leur pondération. La moindre sous-estimation dans la pondération d'un facteur de grande importance peut être fatale à la qualité du résultat espéré.

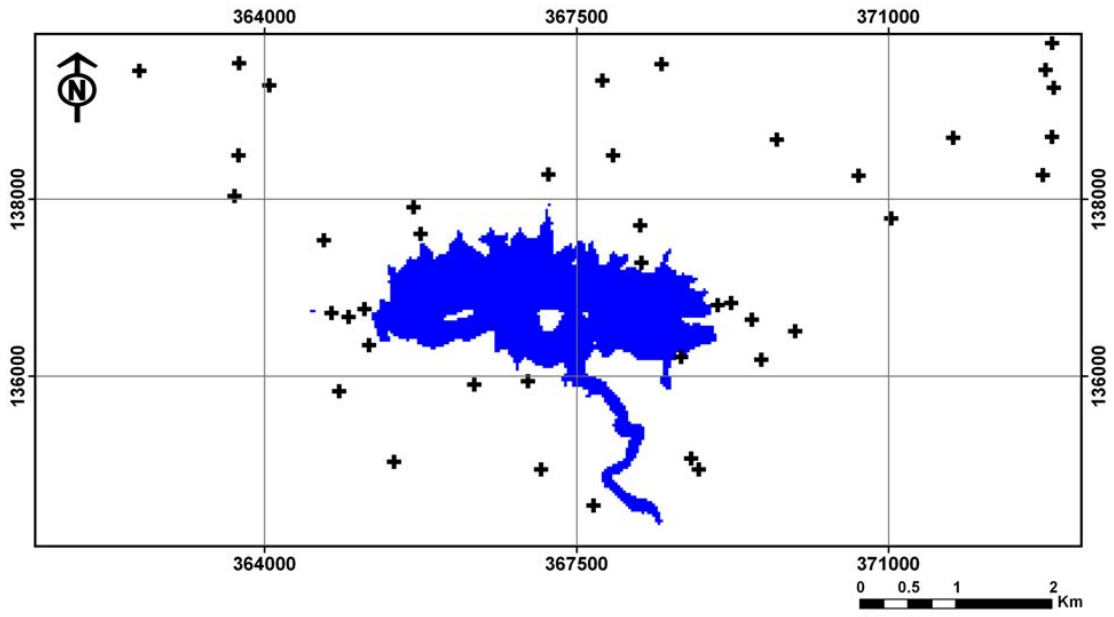


Figure 33: Localisation des points de validation

Point de validation	Etat de dégradation	X (m)	Y(m)	Indices spectraux (IB-IC-IF) et (I-S-IF)	SAM	AMC
1	Faible	370572	138222	Vrai	Faux	Vrai
2	Faible	369747	138670	Vrai	Vrai	Vrai
3	Moyenne	369951	136520	Vrai	Vrai	Vrai
4	Forte	364696	137520	Vrai	Faux	Faux
5	Moyenne	371728	138694	Vrai	Faux	Faux
6	Moyenne	372734	138270	Vrai	Vrai	Faux
7	Forte	372839	138686	Faux	Faux	Vrai
8	Forte	363708	138484	Vrai	Faux	Faux
9	Moyenne	365670	137907	Vrai	Vrai	Vrai
10	Forte	368455	139524	Vrai	Vrai	Vrai
11	Faible	372746	139500	Vrai	Faux	Vrai
12	Moyenne	364699	136710	Vrai	Vrai	Faux
13	Moyenne	364849	135834	Vrai	Faux	Vrai
14	Moyenne	365453	135033	Vrai	Vrai	Vrai
15	Moyenne	366352	135904	Vrai	Vrai	Vrai
16	Moyenne	366954	135943	Faux	Vrai	Faux
17	Moyenne	367101	134948	Vrai	Vrai	Vrai
18	Moyenne	368871	134948	Vrai	Vrai	Vrai
19	Moyenne	368674	136216	Vrai	Vrai	Vrai
20	Forte	369084	136802	Vrai	Vrai	Vrai
21	Moyenne	369573	136185	Vrai	Vrai	Faux
22	Moyenne	369468	136639	Vrai	Vrai	Vrai
23	Moyenne	368785	135071	Vrai	Vrai	Faux
24	Forte	362660	139449	Faux	Vrai	Vrai
25	Forte	364035	139283	Vrai	Vrai	Vrai
26	Forte	363663	138035	Vrai	Vrai	Vrai
27	Forte	365749	137605	Vrai	Vrai	Vrai
28	Faible	367183	138277	Vrai	Vrai	Faux
29	Faible	367789	139337	Vrai	Vrai	Vrai
30	Forte	367940	138491	Vrai	Vrai	Vrai
31	Faible	368214	137702	Vrai	Vrai	Vrai
32	Forte	368229	137281	Vrai	Vrai	Vrai
33	Faible	371032	137777	Vrai	Vrai	Vrai
34	Forte	364941	136668	Vrai	Vrai	Vrai

35	Forte	365137	136365	Vrai	Vrai	Vrai
36	Forte	365120	136758	Vrai	Vrai	Vrai
37	Faible	367687	134538	Vrai	Vrai	Vrai
38	Forte	369235	136827	Vrai	Faux	Faux
39	Forte	363714	139534	Vrai	Vrai	Vrai
40	Forte	372858	139256	Faux	Vrai	Vrai
				90%	80%	75%

Tableau 5: Exactitude en % des trois méthodes utilisées.

L'analyse des cartes de dégradation des sols obtenues par les différentes approches montre que le bord nord du barrage relativement moins accidenté est le plus exposé à l'érosion hydrique à cause de la forte dégradation de la forêt et des pratiques agricoles intenses sur les pentes par la population locale (**Photo 8**). Le bord sud, relativement plus accidenté est moins exposé aux risques d'érosion hydrique du fait de la préservation de la forêt et de l'absence des pratiques agricoles (**Photo 8**). En guise de conclusion, l'action anthropique est le facteur principal de l'érosion hydrique des sols dans cette région.

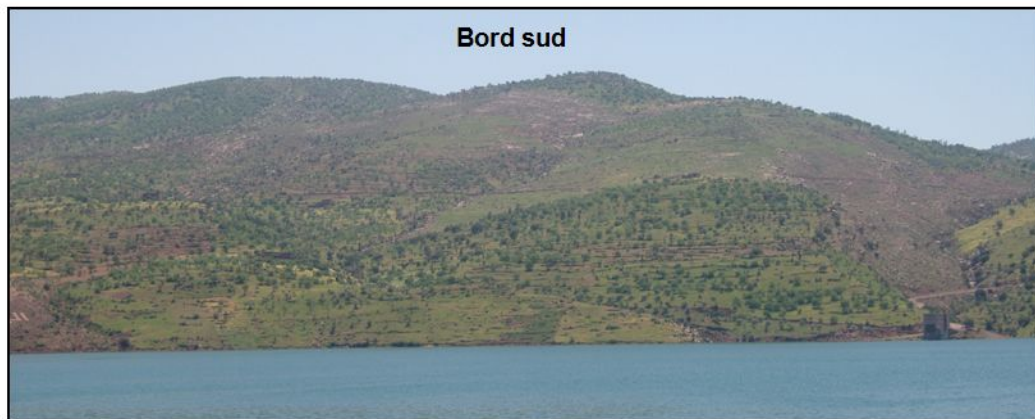
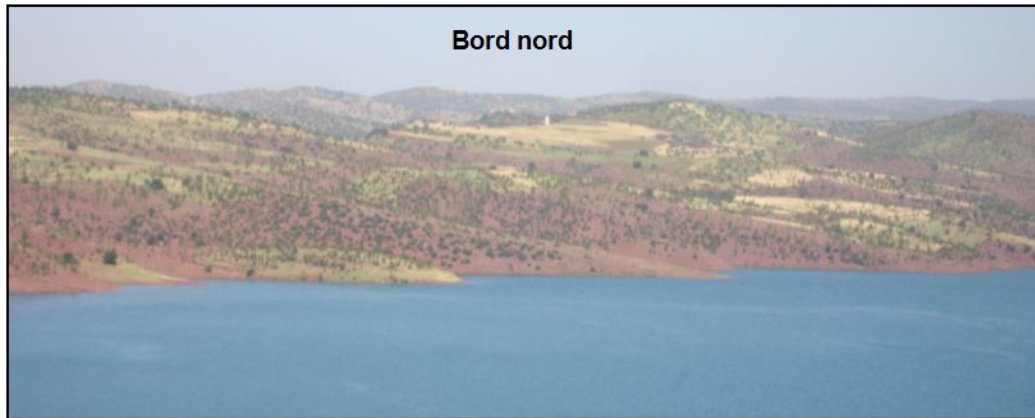


Photo 8: Vue panoramique du bord nord et sud du lac.

CHAPITRE V: CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

1. Conclusion générale

Avant de présenter les principales conclusions de ce travail de recherche et de formuler des recommandations pour les perspectives de développement du futur, rappelons très brièvement le contexte générale de cette thèse. En milieux semi-arides la dégradation des sols par érosion hydrique est un phénomène croissant sans cesse. Elle réduit le potentiel de production des terres agricoles et présente un impact majeur sur la pollution diffuse dans les cours d'eau, sur l'envasement des barrages et sur les infrastructures hydrauliques. Devant cette situation inquiétante il s'avère nécessaire de développer des outils permettant l'identification et l'analyse des processus de la dégradation des sols afin de promouvoir un développement durable. Le travail présenté dans cette recherche porte sur la cartographie de l'érosion hydrique dans le pourtour du barrage Hassan-I dans le Haut Atlas marocain en utilisant trois approches géomatiques: les deux premières approches sont basées sur le traitement d'images satellitaires; il s'agit des indices spectraux et la classification du SAM, alors que la troisième approche est une analyse multicritère dans un SIG des différents facteurs contrôlant l'érosion hydrique.

La première approche qui porte sur le calcul de différents indices spectraux montre que l'intégration des bandes du PIR et du MIR améliore significativement le pouvoir discriminant de ces indices: IB, IC, IF, I, et S. En outre, le TDVI a permis de mieux quantifier le taux du couvert végétal en comparaison avec le NDVI. Les composés colorés IB(rouge)-IC(vert) IF(bleu) et I(rouge)-S(vert)-IF(bleu) ont permis de cartographier l'érosion hydrique d'une façon simple et rapide avec une précision de 90%.

Consécutivement, l'application de la classification du SAM, nous a permis de cartographier l'érosion hydrique avec une précision de 80%. Toutefois, la précision de cette méthode dépend étroitement du choix et de la sélection des signatures spectrales de références; ce qui rend la procédure relativement longue et complexe.

En ce qui concerne l'utilisation de la troisième approche des AMC, l'exploitation en synergie des paramètres dérivés d'un MNA et de l'image satellite ALI, nous a permis de cartographier les aires exposées à l'érosion hydrique avec une précision

de 75%. L'exactitude de cette méthode est largement liée au choix et aux poids de pondération des paramètres considérés.

Dans le pourtour du barrage Hassan-I, le facteur principal contrôlant l'érosion hydrique des sols est l'action anthropique causée par la forte dégradation de la forêt, le défrichement et les pratiques agricoles sur les pentes.

2. Recommandations et perspectives

Cette recherche a montré l'apport significatif de l'utilisation de la télédétection spatiale et des SIG pour la cartographie de l'érosion hydrique dans le pourtour du barrage Hassan-I dans le Haut Atlas marocain. Toutefois, afin d'améliorer la qualité des résultats obtenus dans les travaux futurs, nous proposons les recommandations suivantes :

- ✎ Il est certain que la richesse spectrale du capteur ALI a permis la mise au point sur l'intérêt et l'importance de l'intégration des canaux du PIR et du MIR dans les indices considérés dans cette étude. Cependant, il est souhaitable d'analyser le pouvoir de la télédétection hyperspectrale dans ce domaine d'application du fait que cette nouvelle technologie consiste en une acquisition simultanée d'images en de nombreuses bandes spectrales étroites et contiguës. Dans ce type d'imagerie, chaque pixel est pourvu d'une signature spectrale détaillée entre 350 et 2 500 nm, permettant un examen beaucoup plus approfondi que ne pourrait le faire les données de télédétection multispectrale.
- ✎ Mettre en considération le problème d'hétérogénéité de l'état de surface qui réduit l'information spectrale au niveau du spectre télédétekté.
- ✎ Il sera également intéressant d'utiliser des images radar afin d'extraire d'autres informations relatives à la dégradation des sols telles que, la rugosité de surface et la structure des sols.
- ✎ Effectuer des mesures spectroradiométriques de terrain pour mieux caractériser les différents niveaux de dégradation du sol.

- ✎ Enfin, il serait préférable de procéder à une validation physique des résultats obtenus en utilisant par exemple les traceurs radioactifs (Césium-137, Plomb-210 et Berilium-7) ou la susceptibilité magnétiques.

Les problèmes posés par l'érosion au Maroc sont inquiétants. Leurs conséquences sont perçues, avec le plus d'acuité, au niveau de la dégradation du sol qui est un support du développement des couverts forestiers et agricoles, et au niveau de l'envasement des barrages. Face à cette situation, le Royaume du Maroc a pris, depuis plus d'un demi siècle, des dispositions juridiques, administratives et techniques pour la promotion des interventions de conservation des sols et des eaux dans le cadre d'une approche visant l'intégration et la complémentarité entre les interventions de protection des sols à l'amont et la préservation des infrastructures hydro-agricoles à l'aval (El Majoudi, 2008). Dans cette perspective, les cartes produites dans cette recherche pourront être utiles dans toute prise de mesures d'intervention qui s'imposent pour la protection des secteurs à risque. Ainsi, pour diminuer l'érosion des sols dans le pourtour du barrage Hassan-I, il faut renforcer encore l'utilisation des techniques suivantes :

- Reboisement des flancs des montagnes dénudés car le couvrir végétal fixe le sol et empêche son érosion et son transport ;
- Mise en place de terrasses horizontales et de seuils de sédimentation pour ralentir le ruissellement des eaux de surfaces ;
- Alternation des types de cultures afin de maintenir une bonne structure du sol ;
- Contrôler les surpâturages;
- Sensibilisation des populations concernées aux problèmes de dégradation des sols;

Références bibliographiques

- Agoumi, A. et Debarh, A. (2006) Ressources en eau et bassins versants du Maroc: 50 ans de développement (1955-2005). <http://www.rdh50.ma/fr/pdf/contributions/GT8-1.pdf>, 62 p.
- Ait Fora, A. (1995) Modélisation spatiale de l'érosion hydrique dans un bassin versant du Rif marocain: validation de l'approche géomatique par la sédimentologie, les traceurs radio-actifs et la susceptibilité magnétique des sédiments. Thèse de doctorat (Ph.D.), Département de Géographie et Télédétection, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada, 250 p.
- Al Karkouri, J., Roose, E., Laouina, A. et Sabir, M. (2000) État de surface, infiltration et risque d'érosion dans la vallée de Beni Boufrah. Bulletin du Réseau Érosion, no. 20, p. 342-356.
- Al Rawashdeh, S., Saleh, B. and Hamzah, M. (2006) The use of Remote Sensing Technology in Geological Investigation and Mineral Detection in El Azraq-Jordan. *Cybergeog: European Journal of Geography, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques*, p. 1-21.
- Al Wassai, F.A., Kalyankar, N.V. and Al Zuky, A.A. (2011) The IHS Transformations Based Image Fusion. *Journal of Global Research in Computer Science*, vol. 2, no. 5, p. 1-10.
- Antipolis, S. (2003) Les menaces sur les sols dans les pays Méditerranéens. Etude bibliographique. Plan Bleu, 80 p.
- Anys, H. (1991) Utilisation des données de télédétection dans un système d'information géographique pour l'étude de l'érosion hydrique du bassin versant de l'Oued-Aricha (Settat, Maroc). Mémoire de maîtrise, Département de Géographie et Télédétection, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada, 83 p.
- Anys, H., Bonn, F. and Merzouk, A. (1994) Remote sensing and GIS based mapping and modeling of water erosion and sediment yield in a semi-arid watershed of Morocco. *Geocarto International*, vol. 9, no. 1, p. 31-40.

- Bachaoui, B., Bachaoui, M., El Harti, A., Bannari, A. et El Ghmari, A. (2008) Utilisation de la télédétection et des SIG pour la cartographie des zones à risques d'érosion hydrique dans l'Atlas de la ville de Béni Mellal (centre du Maroc). *Revue Télédétection*, vol. 7, no. 1-2-3-4, p. 393-404.
- Bahri, M., Haboudane, D., Bannari, A., Bonn, F. et Chilasse, L. (2007) Essai de cartographie des espèces forestières dominantes dans le Moyen Atlas (Maroc) à l'aide des données ASTER. *Revue Télédétection*, vol.7, no. 1-2-3-4, p. 283-301.
- Bannari, A., Huete, A.R., Morin, D. and Bonn, F. (1995a) A Review of Vegetation Indices. *Remote Sensing Reviews*, vol. 13, p. 95-120.
- Bannari, A., Morin, D., Bénié, G.B. and Bonn, J.F. (1995b) A Theoretical Review of Different Mathematical Models of Geometric Corrections Applied to Remote Sensing Images. *Remote Sensing Reviews*, vol. 13, p. 27-47.
- Bannari, A., Huete, A.R., Morin, D. et Zagolski, F. (1996) Effets de la couleur et de la brillance des sols sur les indices de végétation. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 17, no. 10, p. 1885-1906.
- Bannari, A., Gibson, J.R. and Morin, D. (1997) The Necessity of Exterior Orientation Parameters for the Rigorous Geometric Correction of MEIS-II Airborne Digital Image. *Remote Sensing Reviews*, vol. 16, p. 135-156.
- Bannari, A., He, D.C. et Anys, H. (1998) Analyse de l'apport de deux indices de végétation à la classification dans les milieux hétérogènes. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 2, no. 3, p. 233-239.
- Bannari, A., Teillet, P.M. et Richardson, G. (1999) Nécessité de l'étalonnage radiométrique et standardisation des données de télédétection. *Journal Canadien de Télédétection*, vol. 25, no.1, p. 45-59.
- Bannari, A., Asalhi, H. and Teillet, P.M. (2002) Transformed Difference Vegetation Index (TDVI) for vegetation cover mapping. *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, vol. 5, p. 3053 -3055.

- Bannari, A., Ozbakir, B.A. and Langlois, A. (2007) Spatial Distribution Mapping of Vegetation Cover in Urban Environment using TDVI for Quality of Life Monitoring. International Geosciences and Remote Sensing Symposium (IGARSS-2007), Barcelona, Spain, 23-28 July, p. 679-682.
- Bannari, A., El Harti, A., Haboudane, D., Bachaoui, M. et El Ghmari, A. (2008a) Intégration des variables spectrales et géomorphométriques dans un SIG pour la cartographie des zones exposées à l'érosion. *Revue Télédétection*, vol. 7, no. 1-2-3-4, p. 393-404.
- Bannari, A., Guedon, A.M., El Harti, A., Cherkaoui, F.Z. and El Ghmari, A. (2008b) Characterization of Slightly and Moderately Saline and Sodic Soils in Irrigated Agricultural Land using Simulated Data of Advanced Land Imaging (EO-1) Sensor. *Communications in soil science and plant analysis*, vol. 39, no. 19-20, p. 2795-2811.
- Baumgardner, M.F., Sylva, L.F., Biehl, L.L. and Stoner, E.R. (1985) Reflectance Properties of Soil. *Advances in Agronomy*, vol. 38, p. 1-44.
- Beasley, D.B., Huggins, L.F. and Monke, E.J. (1980) ANSWERS: A Model for Watershed Planning *Transactions ASAE*, vol. 23, no. 4, p. 938-94.
- Belghith, A. (2003) Les indicateurs radiométriques pour l'étude de la dynamique des écosystèmes arides (région de Zougrarta, Sud-Est tunisien). *Sécheresse*, vol. 14, no. 4, p. 267-274.
- Bell, M. and Walker, M.J.C. (1992) Late Quaternary Environmental Change: Physical and Human Perspectives. Longman Scientific and Technical, Essex, 273 p.
- Benchaabane, A. (1997) impact de l'exploitation du prélèvement du bois de feu sur l'érosion du sol en haute montagne (cas du haut Atlas de Marrakech, Maroc). *Sécheresse*, vol. 8, no. 4, p. 265-269.
- Benchallal, A., Oukil, A. et Belhadj Aissa, A. (2009) Identification et détection, par imagerie satellitaire, de la dégradation des sols par la salinité dans la cuvette de Ouargla, sud de l'Algérie. Journées d'Animation Scientifique (JAS09) de l'AUF Alger, 8-11 Novembre, p. 1-6.

- Benmansour, M., Ibn Majah, M., Marah, H., Marfak, T. and Walling, D.E. (2000) Use of the ^{137}Cs technique in soil erosion investigation in Morocco-case study of the Zitouna basin in the north. Proceeding of an International Symposium on Nuclear Techniques in Integrated Plant Nutrient, Water and Soil Management. AIEA/FAO, Vienna, 16–20 October, p. 308–315.
- Bensaid, A., Barki, M., Talbi, O., Benhanifia, K. et Mendas, A. (2007) L'analyse multicritère comme outil d'aide à la décision pour la localisation spatiale des zones à forte pression anthropique: le cas du département de Naâma en Algérie. *Revue Télédétection*, vol. 7, no. 1-2-3-4, p. 359-371.
- Boardman, J.W. and Kruse, F.A. (1994) Automated spectral analysis: a geological example using AVIRIS data, northern Grapevine Mountains, Nevada. Proceedings of the ERIM Tenth Thematic Conference, Geological Remote Sensing, San Antonio (TX), Environmental Research Institute of Michigan, Ann Arbor (MI), 9-12 May, vol. 1, p. 407-418.
- Boardman, J.W., Kruse, F.A. and Green, R.O. (1995) Mapping target signatures via partial unmixing of AVIRIS data. Summaries of the Fifth JPL Airborne Earth Sciences Workshop, Pasadena (CA), USA, JPL Publication 95-1, vol. 1, p. 23-26.
- Boiffin, J. (1994) Place des bassins versants expérimentaux dans les études sur l'érosion hydrique des sols. In : Du concept de BVRE à celui de zone atelier dans les recherches menées en eaux continentales. Actes du Séminaire national, hydrosystèmes. Paris: Cémagref, p. 197-201.
- Bonn, F. (1998) La spatialisation des modèles d'érosion des sols à l'aide de la télédétection des SIG: possibilité, erreurs et limites. *Sécheresse*, vol. 3, p. 185-192.
- Bonn, F. et Rochon, G. (1992) Précis de télédétection. Volume 1: Principes et Méthodes. Presses de l'université du Québec/AUPELF, Sainte-Foy, Québec, Canada, p. 485.
- Bouhlassa, S., Moukhchane, M., Aiachi, A. (2000) Estimates of soil erosion and deposition of cultivated soil of Nakhla watershed, Morocco, using ^{137}Cs

- technique and calibration models. *Acta Geologica Hispanica*, vol. 35, no. 3-4, p. 239–249.
- Bou Kheir, R., Girard, M.C., Khawlie, M. et Abdallah, C. (2001) Érosion hydrique des sols dans les milieux méditerranéens : une revue bibliographique. *Étude et gestion des sols*, vol. 8, no. 4, p. 231-245.
- Bou Kheir, R., Cerdan, O. et Abdallah, C. (2006) Regional soil erosion risk mapping in Lebanon. *Geomorphology*, vol. 82, p. 347–359.
- Boulaine, J. (1972) Les vertisols des bassins tertiaires méditerranéens et leur érosion. *Option méditerranéenne*, no. 28, p. 43-47.
- Burrough, P.A. and McDonnell, R.A. (2000) *Principles of Geographical Information Systems; Spatial Information Systems and Geostatistics*. Oxford University Press, Oxford, 333 p.
- Bzioui, M. (2004) Rapport national sur les ressources en eau au Maroc. United Nations Water-Africa, p 94.
- Caloz, R. et Collet, C. (2001) *Précis de Télédétection. Volume III : Traitements Numériques d'Images de Télédétection*. Presses Universitaires du Québec-Agence Universitaire de la Francophonie, 386 p.
- Cavallo, A. and Norse, M.F. (2001) GIS and Multicriteria Analysis to Evaluate and Map Erosion and Landslide Hazards. *Informatica*, vol. 12, no.1, p. 25-44.
- CCT (Centre Canadien de Télédétection) (2011). <http://www.rncan.gc.ca/sciences-terre/a-propos/organisme/structure-organisationnelle/centre-canadien-teledection/11741>
- Chakroun, H. (1993) Intégration d'un modèle hydrologique conçu pour la télédétection et d'un modèle de perte de sol dans un système d'information géographique. Mémoire de maîtrise, Département de Géographie et Télédétection, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada, 104 p.
- Chaplot, V. and Le Bissonnais, Y. (1999) Field measurements of interrill erosion under different slopes and plot sizes. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 24, p. 1-10.

- Cheggour, A. (2008) Mesures de l'érosion hydrique à différentes échelles spatiales dans un bassin versant montagneux semi-aride et spatialisation par des S.I.G.: Application au bassin versant de la Rhéraya, Haut Atlas, Maroc. Thèse de doctorat, Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech, Maroc, 231 p.
- Chen, C.M., Hepner G.F. and Forster, R.R. (2003) Fusion of Hyperspectral and Radar Data using the IHS Transformation to Enhance Urban Surface Features. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, vol. 58, p. 19-30.
- Chikhaoui, M. (2005) Apport des données ASTER et de réseau de neurones à la modélisation de la dégradation du sol d'un bassin marneux du Rif marocain. Thèse de doctorat, Département de géographie et télédétection, Université de Sherbrooke, 148 p.
- Chikhaoui, M., Bonn, F., Bokoye, A.I. and Merzouk, A. (2005) A spectral index for land degradation mapping using ASTER data: application to a semi arid Mediterranean catchment. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 7, p. 140-153.
- Chikhaoui, M., Bonn, F. Merzouk, A., Lacaze, B. et Mejjati, A.M. (2007) Cartographie de la dégradation des sols à l'aide des approches de Spectral Angle Mapper et des indices spectraux en utilisant des données ASTER. *Revue Télédétection*, vol. 7, no. 1-2-3-4, p. 343-357.
- Chikhaoui, M., Lacaze, B., Merzouk, M. et Madramootoo, C.A. (2010) Étude de la dégradation des sols en milieu semi-aride à l'aide de l'approche neuronale et de données multi-sources. *Revue Télédétection*, vol. 10, no. 2, p. 139 - 150.
- Cohen, J. (1960) A Coefficient of Agreement for Nominal Scales, *Education Psychology Measurement*, vol. 20, p. 37-46.
- Company Redmond, A. (1996) Images SAR: Possibilités d'extraction d'un paramètre physique du ruissellement, la rugosité (Modélisation et Expérimentations). Thèse de doctorat. Laboratoire Géosol. Sciences de la terre. Université de Bourgogne, Dijon, 254 p.

- Cròsta, A.P., Sabine, C. and Taranik, J.V. (1998) Hydrothermal Alteration Mapping at Bodie, California, using AVIRIS Hyperspectral Data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 65, no. 3, p. 309-319.
- Cyr, L. (1993) Apport des indices de végétation pour l'évaluation de la couverture du sol en vue d'une modélisation spatiale de l'érosion. Mémoire de maîtrise, Département de Géographie et Télédétection, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada, 160 p.
- Delhoume, J.P. (1981) Etudes en milieu méditerranéen semi aride: ruissellement et érosion en zone montagneuse de Tunisie centrale (Djebel semmama). Campagnes 1975 à 1979. Tunis, Orstom/DRE, 187 p.
- Derruau, M. (1988) Précis de géomorphologie. Masson Ed. Paris, 533 p.
- Deschamps, P.Y., Herman, M. et Tanré, D. (1981) Influence de l'atmosphère en télédétection des ressources terrestres, Modélisation et possibilités de correction. P. 543-558, in Actes du 1er colloque international sur les signatures spectrales d'objets en télédétection. Avignon, Société internationale de photogrammétrie et télédétection, Versailles, France, 8-11 Septembre, 674 p.
- Desmet, P. and Grovers, G. (1996) A GIS Procedure for Automatically Calculating the USLE LS Factor on Topographically Complex Landscape Units. *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 51, no. 5, p. 427-433.
- D'souza, V.P.C. and Morgan, R.P.C. (1976) A laboratory study of the effect of slope steepness and curvature on soil erosion. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 21, p. 21-31.
- Duman, T.Y., Can, T., Gokceoglu, C., Nefeslioglu, H.A. and Sonmez, H. (2006) Application of Logistic Regression For Landslide Susceptibility Zoning of Cekmece Area, Istanbul, Turkey. *Environmental Geology*, vol. 51, p. 241–256.
- Dwivedi, R.S., Ravi Sankar, T., Venkataratnam, L., Karale, R.L., Gawande, S.P., Seshagiri Rao, K.V., Senchaudhary, S., Bhaumik, K.R. and Mukharjee, K.K. (1997) The Inventory and Monitoring of Eroded Lands using Remote Sensing Data. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 18, no. 1, p. 107-119.

- Dymond, J.R. and Harmsworth, G.R. (1994) Towards automated land resource mapping using digital models. *International Institute for Geo-Information Science and Earth Information Journal*, vol. 2, p. 129-138.
- El Harti, A. (2005) Apport de la télédétection et de la topographie numérique à l'étude géodynamique et à la prospection minière: Exemple des Jebilet centrales (Maroc). Thèse de doctorat, Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech, Maroc, 160 p.
- Ellison, W. D. (1944) Studies of raindrop erosion. *Agricultural Engineering*, vol 25, p. 131–136 et p. 181–182.
- El Majoudi, A. (2008). L'aménagement des bassins versants composante incontournable pour la gestion durable des ressources en eau. *Revue HTE* N°140, p.69-70.
- ENVI (ENvironment for Visualizing Images) (2009). *Getting Started with ENVI*, p 234.
- Escadafal, R. (1989) Caractérisation de la surface des sols arides par observations de terrain et par télédétection. Thèse de Doctorat d'État en pédologie, Université de Paris VI, Paris, France, 317 p.
- Escadafal, R., Girard, M.C. and Courault, D. (1989) Munsell Soil Color and Reflectance in the Visible Spectral Bands of Landsat MSS and MT Data. *Remote Sensing of Environment*, no. 27, p. 37-46.
- Escadafal, R. et Huete, A.R. (1991) Étude des propriétés spectrales des sols arides appliquée à l'amélioration des indices de végétation obtenus par télédétection. *Comptes-rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, Paris, France, Série 312, p. 1385-1391.
- Escadafal, R. (1993) *Remote Sensing of Soil Color: Principles and Applications*. *Remote Sensing Reviews*, vol.7, p. 261-279.
- Escadafal, R., Gouinaud, C., Mathieu, R. et Pouget, M. (1993) Le spectroradiomètre de terrain: un outil de la télédétection et de la pédologie. *Cahier-ORSTOM. Pédologie*, p. 15-29.

- Escadafal, R., Belghit, A. et Ben Moussa, A. (1994) Indices spectraux pour la télédétection de la dégradation des milieux naturels en Tunisie aride. P. 253-259, in G. Guyot (éd.) Actes du 6eme Symposium international sur les mesures physiques et signatures en télédétection, ISPRS-CNES, Val d'Isère, France, 17-24 Janvier.
- Escadafal, R. and Bacha, S. (1996) Strategy for the Dynamic Study of Desertification. In: Proceedings of the ISSS International Symposium Ouagadougou, Burkino Faso (Paris: Orstom editions), p. 19–34.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (1983) Garder la terre en vie: L'érosion des sols, ses causes et ses remèdes. Bulletin pédologique, vol. 50, 62 p.
- Finke, P., Hartwich, R., Dudal, R., Ibanez, J., Jamagne, M., King, D., Montanarella, L. and Yassoglou, N. (1998) Georeferenced Soil Database for Europe. Manual of Procedures. European Soil Bureau, Version 1.0, 170 p.
- Floras, S.A. and Sgouras, I.D. (1999) Use of Geoinformation Techniques in Identifying and Mapping Areas of Erosion in a Hilly Landscape of Central Greece. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, vol.1, p. 68-77.
- Florinsky, I.V. (1995) Flow Denudation, Transit and Accumulation Zones of the Part of the Crimean Peninsula and Adjacent Sea Bottom, in Mathematical Methods of Pattern Recognition. Proceedings of the 7th Conference, Pushchino, Computing Centre of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russie, 25-30 September, p. 166-168.
- Foley, J.D., Van Dam, A., Feiner, S.K. and Hughes, J.F. (1990) Computer Graphics: Principles and Practice (second edition). Addison-Wesley Publishing Company, 592 p.
- Fontes, M.P.F. and Carvalho, I.A.J. (2005) Color Attributes and Mineralogical Characteristics, Evaluated by Radiometry, of Highly Weathered Tropical Soils. Soil Science Society of America Journal, vol. 69, p.1162–1172.
- Gautie, J. (2007). Définition du sol. <http://www.sols-eaux.fr/Page1.html>

- Ghram Messedi, A. et Delaître, E. (2007) Les états de surface en zone aride à partir d'indices radiométriques et de classifications multitemporelles d'images Landsat TM prises sur la région de Menzel Habib (Tunisie méridionale). *Sécheresse*, vol. 18, no. 4, p. 305-13.
- Girard, M.C. et Girard, C.M. (1999) *Traitement des données de télédétection*. DUNOD Ed. Paris, 529 p.
- Girouard, G., Bannari, A., El Harti, A. and Desrochers, A. (2004) Validated Spectral Angle Mapper Algorithm for Geological Mapping: Comparative Study between Quickbird and Landsat-TM, *Geo-Imagery Bridging Continents Istanbul, Turkey*, July 12–23, p. 599-604.
- Green, A.A., Berman, M., Switzer, P. and Craig, M.D. (1988) A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 26, no. 1, p. 65-74.
- Haboudane, D. (1999) *Intégration des données spectrales et géomorphométriques pour la caractérisation de la dégradation des sols et l'identification des zones de susceptibilité à l'érosion hydrique*. Thèse de doctorat (Ph.D), Département de Géographie et Télédétection, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada, 174 p.
- Haboudane, D., Bonn, F., Royer, A., Sommer, S. and Mehl, W. (2002) Land Degradation and Erosion risk Mapping by Fusion of Spectrally Based Information and Digital Geomorphometric Attributes. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 18, p. 3795-3820.
- Haboudane, D., Bonn, F. and Royer, A. (2007) Evaluation and Predictability of Terrain Susceptibility to Hillslope erosion at the Regional Scale using DEM-Derived indices and Remotely Sensed Information. *Revue Télédétection*, vol. 7, no. 1-2-3-4, p. 373-391.
- Helmer, E.H., Ruzycski, T.S., Wunderle J.M., Vogesser S., Ruefenacht, B., Kwit, C., Brandeis, T.J. and Ewer, D.N. (2010) Mapping tropical dry forest height, foliage height profiles and disturbance type and age with a time series of cloud-cleared

- Landsat and ALI image mosaics to characterize avian habitat. *Remote Sensing of Environment*, vol. 114, p. 2457-2473.
- Hilborn, D. et Stone, R.P. (1996) Lutte contre l'érosion en ravin. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales, Ontario, Canada. <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/96-118.htm>
- Hill, J., Mehl, W. and Altherr, M. (1994) Land Degradation and Soil Erosion Mapping in a Mediterranean Ecosystem. In J. Hill and J. Mdgier (eds.), *Imaging Spectrometry - a Tool for Environmental Observations*, 237-260, Brussels and Luxembourg. Printed in the Netherlands, p. 237-260.
- Houghton, P.D. and Charman, P.E.V. (1986) Glossary of terms, used in soil conservation. Soil Conservation Service of New South Wales, 147 p.
- Hsueh, M. and Chang, C. (2008) Field Programmable Gate Arrays (FPGA) for Pixel Purity Index Using Blocks of Skewers for Endmember Extraction in Hyperspectral Imagery. *International Journal of High Performance Computing Applications*, vol. 22, no. 4, p. 408-423.
- Huang, C.H. (1995) Empirical analysis of slope and runoff for sediment delivery from interrill areas. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 59, p. 982-990.
- Hubbard, B.E. and Crowley, J.K. (2005) Mineral mapping on the Chilean–Bolivian Altiplano using co-orbital ALI, ASTER and Hyperion imagery: Data dimensionality issues and solutions. *Remote Sensing of Environment*, vol. 99, p. 173–186.
- Hjulström, F. (1935) Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris. *Bulletin of the Geological Institute, University of Uppsala*, vol. 25, p. 221-527.
- Irons, J.R., Weismiller, R.A. and Petersen, G.W. (1989) Soil Reflectance. In: Asrar, G. Editor . *Theory and Applications of Optical Remote Sensing*, John Wiley & Sons, Inc., New York, p. 66-106.
- Jenny, J. (1982) Carte géologique du Maroc. Azilal, SGM, Feuille NH-29-XXIV-3.

- Jensen, J.R. (1986) *Introductory Digital Image Processing. A Remote Sensing Perspective*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 379 p.
- Johnson, R.A. and Wichern, D.W. (1998) *Applied Multivariate Statistical Analysis*, 4th ed. New Jersey: Prentice Hall, Upper Saddle River, 767 p.
- Kastner, C.J. and Slater, P.N. (1982) In-Flight Radiometric Calibration of Advanced Remote Sensing Systems. *Proceeding of SPIE*, vol. 356, p. 158-165.
- Kaufman, Y.J. (1988) Atmospheric Effects on Spectral Signature Measurements and Corrections. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 26, no. 4, p. 441-450.
- King, C., Baghdadi, N., Lecomte, V. and Cerdan, O. (2005) The Application of Remote-Sensing Data to Monitoring and Modelling of Soil Erosion. *Catena*, vol. 62, no. 2-3, p. 79-93.
- Kinnell, P.I.A. (1990) The mechanics of raindrop-induced flow transport. *Australian Journal of Soil Research*, vol. 28, p. 497-516.
- Kouadio, B.H., Kouamé, K.F., Biémi J., Saley, M.B. et Traore, I. (2007) Insécurité climatique et géorisques en Côte d'Ivoire: étude du risque d'érosion hydrique des sols dans la région semi-montagneuse de Man à l'Ouest de la Côte d'Ivoire. *Sécheresse*, vol. 18, no. 1, p. 29-37.
- Koulm, G., Claire, H., Ana, M., Martin, C. et Martin, S. (2005) La sécheresse au Sahel, un exemple de changement climatique. Academic year 2004-2005, ENPC Climate Change, 40 p.
- Koulouri, M. and Giourga, C. (2007) Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena*, vol. 69, p. 274–281.
- Koutsias, N., Karteris, M. and Chuvieco, E. (2000) The Use of Intensity-Hue-Saturation Transformation of Landsat-5 Thematic Mapper Data for Burned Land Mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 66, no. 7, p. 829-839.

- Kruse, F.A. and Raines, G.L. (1984) A Technique For Enhancing Digital Colour Images by Contrast Stretching in Munsell Colour Space. Proceedings of the International Symposium on Remote Sensing of Environment, 3rd Thematic Conference, Environmental Research Institute of Michigan, Colorado Springs, Colorado, USA, 16-19 April, p. 755-773.
- Kruse, F.A., Lefkoff, A.B., Boardman, J.W., Heidebrecht, K.B., Shapiro, P.J. and Goetz, A.F.H. (1993) The Spectral Image Processing System (SIPS)-Interactive Visualization and Analysis of Imaging Spectrometer Data. Remote Sensing of Environment, vol. 44, p. 145-163.
- Laaribi, A. (2000) SIG et analyse multicritère. Hermès, Paris, France, 190 p.
- Lahmar, R. et Ruellan, A. (2007) Dégradation des sols et stratégies coopératives en Méditerranée: la pression sur les ressources naturelles et les stratégies de développement durable. Cahiers Agricultures vol. 16, no. 4, p. 318-323.
- Lal, R. (2001) Soil degradation by erosion. Land Degradation and Development, vol. 12, no. 6, p. 519-539.
- Laliberte, A.S., Rango, A., Herrick, J.E., Fredrickson, E.L. and Burkett, L. (2007) An Object-Based Image Analysis Approach for Determining Fractional Cover of Senescent and Green Vegetation with Digital Plot Photography. Journal of Arid Environments, vol. 69, p. 1-14.
- Laurini, R. et Milleret Raffort, F. (1993) Les bases de données en géomatique. Hermès, 330 p
- Le Bissonnais, Y., Thorette, J., Bardet, C. et Daroussin, J. (2002) L'érosion hydrique des sols en France, Institut National de la Recherche Agronomique et Institut Français de l'Environnement. Rapport, 106 p.
- Lecomte, V. (1999) Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant. Processus, déterminisme et modélisation spatiale, Thèse de l'ENGREF, Sciences de l'eau, Paris, France, 202 p.

- Legros, J.P. (1996) Cartographies des sols: De l'analyse spatiale à la gestion des territoires. Collection Gérer l'environnement. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, Suisse, 321 p.
- Leguédois, S. (2003) Mécanismes de l'érosion diffuse des sols: modélisation du transfert et de l'évolution granulométrique des fragments de terre érodés. Thèse Université Orléans. INRA, 167 p.
- Levin, N., Ben Dor, E. and Singer, A. (2005) A digital camera as a tool to measure color indices and related properties of sandy soils in semi-arid environments. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 26, no. 24, p. 5475-5492.
- Levin, N., Tsoar, H., Maia, L.P., Claudino-Sales, V. and Herrmann, H. (2007) Dune Whitening and Inter-Dune Freshwater Ponds in NE Brazil. *Catena*, vol. 70, p. 1-15.
- Liu, J.G., Mason, P., Hilton, F. and Lee, H. (2004) Detection of Rapid Erosion in SE Spain: A GIS Approach Based on ERS SAR Coherence Imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 70, no. 10, p. 1179–1185.
- Lobell, D.B. and Asner, G.P. (2003) Comparison of Earth Observing-1 ALI and Landsat ETM+ for Crop Identification and Yield Prediction in Mexico. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 41, no. 6, p. 1277-1282.
- Lundén, B., Wester, K. and Bax, G. (1991) Satellite Image Enhancement for Rock Type Separation. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, p. 2047 -2050.
- Mabit, L., Bernard, C. et Laverdière, M.R. (2007) Étude de la dégradation des sols par l'érosion hydrique à l'échelle des bassins versants en utilisant la méthode du 137CS. *Agro-Solutions*, vol. 18, no. 1, p. 12-16.
- Macary, F., Ombredane, D. and Uny, D. (2010) A Multicriteria Spatial Analysis of Erosion Risk into Small Watersheds in the low Normandy Bocage (France) by ELECTRE III Method Coupled with a GIS. *International Journal of Multicriteria Decision Making* vol. 1, no. 1, p. 25 – 48.

- Madeira, J., Bédidi, A., Cervelle, B., Pouget, M. and Flay, N. (1997) Visible Spectrometric Indices of Hematite (Hm) and Goethite (Gt) Content in Lateritic Soils: the Application of a Thematic Mapper Image for Soil-Mapping in Brasilia, Brazil. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 18, p. 2835-2852.
- MAEF (Ministère de l'Agriculture, du développement rural et des Eaux et Forêts) (2001) Programme d'action national de lutte contre la désertification. Royaume du Maroc, Rabat, 93 p.
- Maksud Kamal, A.S.M. and Midorikawa, S. (2003) GIS-Based Geomorphological Mapping using Remote Sensing Data and Supplementary Geoinformation A Case Study of the Dhaka City Area, Bangladesh. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 6, p. 111–125.
- Manal, A.K. (2007) Spectral Mixture Analysis for Monitoring and Mapping Desertification Processes in Semi-arid Areas in North Kordofan State, Sudan, Doctorate thesis. Dresden Technic University of Forest, Geo and Hydro Sciences, Institute of Photogrammetry and Remote Sensing, Germany, 54 p.
- Marchi, L. and Dalla Fontana, G. (2005) GIS Morphometric Indicators for the Analysis of Sediment Dynamics in Mountain Basins. *Environmental Geology*, vol, 48, p. 218-228.
- Margate, D.E. and Shrestha, D.P. (2001) The use of hyperspectral data in identifying 'desert-like' soil surface features in Tabernas area, southeast Spain. Actes du Symposium Asiatique de Télédétection, 5 au 9 novembre 2001, Centre de télédétection et de traitement d'images (CRISP), Université nationale de Singapour, Singapour, vol. 1, p. 736-741.
- Martinez Casasnovas, J.A., Ramos, M.C. and Poesen, P. (2004) Assessment of Sidewall Erosion in Large Gullies Using Multi-temporal DEMs and Logistic Regression Analysis. *Geomorphology*, vol. 58, p. 305–321.
- Mathieu, R. and Pouget, M. (1998) Relationships Between Satellite-Based Radiometric Indices Simulated using Laboratory Reflectance Data and Typic Soil Colour of an Arid Environment. *Remote Sensing of Environment*, vol. 66, p. 17-28.

- Mattikalli, N.M. (1997) Soil Colour Modelling for the Visible and Near Infrared Bands of Landsat Sensors using Laboratory Spectral Measurements. *Remote Sensing of Environment*, vol. 59, p. 14-28.
- McBratney, A.B., Santos, M.L.M. and Minasny, B. (2003) On Digital Soil Mapping. *Geoderma*, vol. 117, no. 1-2, p. 3-52.
- McNamara, J.P., Ziegler, A.D., Wood, S.H. and Vogler, J.B. (2006) Channel head locations with respect to geomorphologic thresholds derived from a digital elevation model: A case study in northern Thailand. *Forest Ecology and Management*, vol. 224, p. 147–156.
- Merzouki, T. (1992) Diagnostic de l'envasement des grands barrages marocains. *La Revue Marocaine du Génie Civil*, vol., 38, p. 46-50.
- Milevski, I. (2008) Estimation of Soil Erosion risk in the Upper Part of Bregalnica Watershed Republic of Macedonia, Based on Digital Elevation Model and Satellite Imagery. 5th International Conference on Geographic Information Systems (ICGIS-2008), Fatih University, Istanbul , Turkey, 2-5 July, p. 351-358.
- Mohsine, Y. (2009) Application du Magnétisme de l'Environnement pour la Caractérisation de l'Etat d'Evolution et/ou de Dégradation des sols. Application aux Sous Bassins Versants de Mezguida et Ait Azzouz de Bouregreg. Thèse de doctorat, Université Mohammed V Agdal, Faculté des Sciences Rabat, Rabat, Maroc, 263 p.
- Monbaron, M., Russell, D.A. and Taquet, P. (1999) *Atlasarus Imelakei* n.g., n.sp. a Brachiosaurid-Like Sauropod from the Middle Jurassic of Morocco. *Sciences de la terre et des planètes. Comptes-rendus de l'Académie des Sciences*, Paris, vol. 329, p. 519-526.
- Moore, I.D., Gayson, R.B. and Ladson, A.R. (1991) Digital Terrain Modelling: Review of Hydrological, Geomorphological and Biological applications. *Hydrological Processes* vol. 5, p. 3-30.
- Moore, I.D., Gessler, P.E., Nielson, G.A. and Peterson, G.A. (1993) Soil Attribute Prediction Using Terrain Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 2, p. 443-452.

- Mougenot, B. (1990) Caractéristiques spectrales des surfaces salées à chlorures et sulfates (Sénégal). 2ème journée de télédétection : Caractérisation des milieux terrestres en régions arides et tropicales. Colloques et séminaires. ORSTOM, Bondy, 04-06 Décembre p.49-70.
- Mougenot, B. et Cailleu, D. (1995) Identification par télédétection des sols dégradés d'un domaine sahélien au Niger. Actes du Symposium International AISS (groupe de travail RS et DM), Ouagadougou, Burkina Faso, 6-10 février, p. 169-179.
- Moukhchane, M. (1999) Contribution à l'étude de l'érosion hydrique dans le Rif occidental. Applications des méthodes expérimentales du ¹³⁷Cs et de la susceptibilité magnétique des bassins versants Nakhla, El Hachef et Smir. Thèse de Doctorat d'Etat, Université A. Essaadi, Tétouan, Maroc, 260 p.
- NASA (National Aeronautics and Space Administration) (2006) Earth Observing 1 (EO-1) user's guide. Available at <http://eo1.usgs.gov/userGuide/index.html>.
- Neboit Guilhot, R. (1999) Les contraintes physiques et la fragilité du milieu méditerranéen. In: Annales de Géographie, t. 99, n. 551, p. 1-20.
- Nekhay, O., Arriaza, M. and Boerboom, L. (2009) Evaluation of Soil Erosion Risk Using Analytic Network Process and GIS: A Case Study from Spanish Mountain Olive Plantation. Journal of Environmental Management, vol. 90, p. 3091-3104.
- Nouria, A., Sayouty, E.H. and Benmansour, M. (2003) Use of ¹³⁷Cs technique for soil erosion study in the agricultural region of Casablanca in Morocco. Journal of Environmental Radioactivity, vol. 68, p. 11-26.
- Obi Reddy, G.P. and Maji, A.K. (2004) Characterization of Biophysical Land Using remote Sensing And GIS. Journal of the Indian Society of Remote Sensing, vol. 32, no. 2, p. 159-161.
- Querchefani, D., Taamallah, H. et Belghith, A. (2008) Apport de la classification spectrale des compositions colorées des indices pour la cartographie des sols salins dans un milieu aride du Sud tunisien. Journal Canadien de Télédétection, vol. 34, no 5, p. 438-446.

- Ozbakir, B.A. (2006) A New Model for the Quality of Urban Places: Integration of Objective and Subjective Indicators Using Information Technologies. Ph.D. thesis, Department of Geography, University of Ottawa, Ottawa, Ontario, Canada, 235 p.
- Parenteau, M.P., Bannari, A., El Harti, A., Bachaoui, M. and El Ghmari, A. (2003) Characterization of the State of Soil Degradation by Erosion Using the Hue and Coloration Indices. P. 2284-2286, in Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS'2003). Toulouse (France). InControl Production, Monterey (California,), vol. 4, 21-25 Juillet, p. 2284-2286.
- Plaza, A. and Chang, C. (2005) Fast implementation of pixel purity index algorithm. Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery XI, Orlando, FL, USA, 28 March, vol. 5806, p. 307-317.
- PNUD (Programme des Nations Unies pour le Développement) (2008). Remise en état des formations environnementales, intégrés écologique et services socio-économiques des domaines forestières du Moyen Atlas, 5 p.
- Poesen, J. (1984) The influence of slope angle on infiltration rate and orntonian overland flow volume. Z. Geomorph. N.F. Suppl.-Bd, vol. 49, p. 117-131.
- Poesen, J. (1990) Erosion processes research in relation to soil erodibility and some implications for improving soil quality. In: Albaladejo J., Stocking M-A., Diaz E., editors. Soil degradation and rehabilitation in Mediterranean environmental conditions, C.S.I.C., Murica, p. 159-170.
- Pohl, C. and Van Genderen, J.L. (1998) Multisensor Image Fusion in Remote Sensing: Concepts, Methods and Applications (Review article). International Journal of Remote Sensing, vol. 19, no. 5, p. 823-854.
- Post, D.F., Horvath, E.H., Lucas, W.M., White, S.A., Ehasz, M.J. and Batchily, A.K. (1994) Relation Between Soil Color and Landsat Reflectance on Semiarid Rangelands. Soil Science Society of America Journal, vol. 58, no. 6, p. 1809-1816.

- Pu, R., Yu, Q., Gong, P. and Biging, G.S. (2005) EO-1 Hyperion, ALI, and Landsat ETM+ Data Comparison for Estimating Forest Crown Closure and Leaf Area Index. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 26, p. 457-474.
- Pueyo, Y. and Alados, C.L. (2007) Abiotic factors determining vegetation patterns in a semi-arid Mediterranean landscape: Different responses on gypsum and non-gypsum substrates. *Journal of Arid Environments*, vol. 69, p. 490–505
- Qing, K., Yu, R., Li, X. and Deng, X. (2005) Application of Spectral Angle Mapping Model to Rapid Assessment of Soil Salinization in Arid Area. *Proceedings of International Geosciences and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, Seoul, Korea (South), 25-29 July, p. 2355- 2357.
- Rajaonarison, M.A., Rajaonarison Raharison, L.J. et Kassim, I.A. (2004) Apport de la télédétection pour l'évaluation des risques d'érosion hydrique des sols dans le bassin versant de la rivière de menaloha (région est du lac Alaotra, Madagascar). *Communication Xèmes Journées scientifiques du Réseau Télédétection de l'AUF, «Géorisque et Télédétection/Les eaux dans un bassin versant»*, 24-29 Mai, Ottawa, Ontario, Canada.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A. and Porter, J.P. (1991) RUSLE, Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soils and Water Conservation*, vol. 46, p. 30-33.
- Richards, J.A. (1999) *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*, Springer-Verlag, Berlin, Germany, 240 p.
- Ritchie, J.C. and Ritchie, C.A. (2007) *Bibliography of publications of 137cesium studies related to erosion and sediment deposition*, 364 p.
- Roberts, N. (1998) *The Holocene: An Environmental History*. Blackwell, Oxford, 316 p.
- Rondeaux, G., Steven, M. and Tschardtke, T. (1996) Optimization of Soil-Adjusted Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, vol. 55, no. 2, p. 95-107.

- Roose, E. (1994). Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES). Bulletin Pédologique FAO, Rome, vol. 70, 420 p.
- Roose, E. et Arabi, M. (1994) Intensification de l'agriculture sans dégradation en montagne méditerranéenne. Bulletin Pédologique FAO, vol 70, p. 363-370.
- Roose, E. et Sabir, M. (2002) Stratégies traditionnelles de conservation de l'eau et des sols dans le bassin méditerranéen: classification en vue d'un usage renouvelé, Bull. Réseau Erosion, vol. 21, p. 33-44.
- Rose, C. W. (1985) Developments in soil erosion and deposition models. Advances in Soil Science, vol. 2, p. 2-63.
- Rouse, J.W., Haas, R.W., Schll, J.A., Deering, D.W. and Harlan, J.C. (1974) Monitoring the Vernal Advancement and Retrogradation (Green wav effect) of Natural Vegetation. Greenbelt, Maryland ,USA, 164 p.
- Roy, B. (1985) Méthodologie multicritère d'aide à la décision. Paris, Économica, 423 p.
- Sabir, M., Barthes, B. et Rosse, E. (2004) Recherche d'indicateurs des risques de ruissellement et d'érosion sur les principaux sols des montagnes méditerranéennes du Rif occidental (Maroc). Sécheresse, vol. 15, n. 1, p. 105-110.
- Saint Laurent, D. et Schneider, M. (2004) Application d'un système d'information géographique (SIG) à l'analyse cartographique des berges sensibles à l'érosion - Rivière du Lièvre, Québec, Canada. Bulletin de la Société géographique de Liège, vol. 44, p. 71-86
- Schetselar, E.M. (2001) On Preserving Spectral Balance in Image Fusion and its Advantages for Geological Image Interpretation. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, vol. 67, no. 8, p. 925-934.
- Schowengerdt, R. (1997) Remote Sensing, Models and Methods for Image Processing (Second Edition). Academic press, Toronto, 522 p.

- SECEE (Secrétariat d'Etat Chargé de l'Eau et de l'Environnement) (2011). <http://www.water.gov.ma/>
- Sharma, P.P. (1996) Interrill erosion. Dans Agassi, M., éditeur, Soil erosion, conservation, and rehabilitation, Dekker, New York, Chapitre 7, p. 125–152.
- Soe, M., Won In, K., Takashima, I. and Charusiri, P. (2008) Lateritic Soil Mapping of the Phrae Basin, Northern Thailand using Satellite Data. *ScienceAsia*, vol. 34, no. 3, p. 306-316.
- Soudani, K. (2005) Introduction générale à la télédétection. Partie I: Bases physiques et exemples d'applications aux couverts végétaux, 26 p.
- Soutter, M., Mermoud, A. et Musy, A. (2007) Ingénierie des eaux et du sol - Processus et aménagements. PPUR, Lausanne, 294 p.
- Tahiri, D. (1994) Précision et fidélité des modèles numériques de terrain. *Bulletin de la Société belge de photogrammétrie-télédétection et cartographie*, vol. 195-196, p. 25-40.
- Tahri, M., Merzouk, A., Lamb, H. F. et Maxted, R.W. (1993) Étude de l'érosion hydrique dans le plateau d'Imilchil dans le Haut-Atlas central- Utilisation d'un SIG. *Géo Observateur*, Rabat, Maroc, no. 3, p. 51-60.
- Tanré, D. (1982) Interaction rayonnement-aérosols: applications à la télédétection et au calcul du bilan radiatif. Thèse de doctorat d'Etat, Université des sciences et techniques de Lille, Lille, France, 258 p.
- Teillet, P.M. and Santer, R.P. (1991) Terrain Elevation and Sensor Altitude Dependence in Semi-Analytical Atmospheric Code. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 17, no. 1, p. 36-44.
- Teillet, P.M. (1994) Vegetation index monitoring: radiometric considerations. *Remote Sensing in Canada*, vol. 22, no. 1, p. 8-9.
- Tian, Y.C., Zhou, Y.M., Wu, B.F. and Zhou, W.F. (2008) Risk assessment of water soil erosion in upper basin of Miyun Reservoir, Beijing, China. *Environmental Geology*, vol. 57, no. 4, p. 937–942.

- Ungar, S.G. (2001) Overview of EO-1: The first 120 days. Proceedings of IGARSS Sydney, Australia: IGARSS, vol. 1, p. 43-45.
- Velmurugan, A. and Guillen, G.C. (2009) Soil Resource Assessment and Mapping using Remote Sensing and GIS. Journal Indian Society of Remote Sensing, vol. 37, p. 511–525.
- Vrieling, A. (2006) Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. Catena, vol. 65, p. 2 – 18.
- Wischmeier, W.H. and Smith, D.D. (1962) Soil Loss estimation as a tool in soil and water management planning. Colloque de Bari, A.I.H.S., publ. no. 59, p. 148-159.
- Wischmeier, W.H. and Smith, D.D. (1978) Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning. U.S. Department of Agriculture, Washington D.C., Agriculture Handbook, no. 537, 58 p.
- Yaalon, D.H. (1997) Soils in the Mediterranean region: what makes them different?. Catena, vol. 28, p. 157-69.
- Yésou, H., Besnus, Y. and Rolet, J. (1993) Extraction of Spectral Information from Landsat TM Data and Merger with SPOT Panchromatic Imagery - a Contribution to the Study of Geological Structures. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, vol. 48, no. 5, p. 23-36.
- Zeng, Y., Bartholomeus, H.M., De Bruin, S., Epemaa, G.F. and Clevers, J.G.P.W. (2003) Using hyperspectral remote sensing data for identifying geological and soil units in the Alora Region, Southern Spain. Presented at the 3rd Earsel Workshop on Imaging Spectroscopy, Herrsching, 13-16 May, p. 297- 301.
- Zhuo, L., Liu, Y., Wu, J. and Wang, J. (2008) Quantitative Mapping of Soil Organic Material using Field Spectrometer and Hyperspectral Remote Sensing. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Beijing, China, vol. 37, p. 901-906.

Annexes

Bandes	$G(\lambda)$	$O(\lambda)$	$E_s(\lambda)$
2	0,045	-3,400	1851,8
3	0,043	-4,400	1967,6
4	0,028	-1,900	1837,2
5	0,018	-1,300	1551,47
6	0,011	-0,850	1164,53
7	0,009	-0,650	957,46
8	0,008	-1,300	230,03
9	0,003	-0,600	451,37
10	0,001	-0,210	79,61

Tableau 6: Valeurs des paramètres utilisées dans le calcul de la $L^*(\lambda)$ et de la $\rho^*(\lambda)$

Bandes	$\bar{t}g(\lambda)$	$\rho_a(\lambda)$	$T(\lambda)$
2	0,9982	0,0885	0,7370
3	0,9858	0,0631	0,7992
4	0,9206	0,0335	0,8683
5	0,9467	0,0203	0,9096
6	0,9813	0,0117	0,9348
7	0,9938	0,0090	0,9449
8	0,9483	0,0033	0,9624
9	0,9716	0,0018	0,9750
10	0,9374	0,0008	0,9864

Tableau 7: Paramètres simulées du modèle 5S pour calculer la $\rho_s(\lambda)$.

Exemple d'application du modèle 5S

```

C:\ Invite de commandes - edit ALI-2.dat
Fichier Edition Recherche Affichage Options ?
C:\H5S-Code\ALI-2.dat
0 1
1.24
705.
0
10
1
41.36
144.20
0.0
0.0
2
1
50.0
1
0.420
0.465
0.000 0.001 0.131 0.848 0.945 0.989
0.885 0.021 0.001 0.000
1
1.5
3
1
F1=Aide | Lig:1 Col:1
  
```

Exemple de fichier texte de sortie en utilisant le modèle 5S

TERRAIN ELEVATION: 1.24 KM SENSOR ALTITUDE: 705.00 KM

GEOMETRICAL CONDITIONS

MONTH : 10
 DAY : 1
 SOLAR DISTANCE : 1.0011
 SOLAR ZENITH ANGLE : 41.36 DEG
 SOLAR AZIMUTHAL ANGLE : 144.20 DEG
 OBSERVATION ZENITH ANGLE : .00 DEG
 OBSERVATION AZIMUTHAL ANGLE : .00 DEG
 SCATTERING ANGLE : 138.64 DEG
 AZIMUTHAL ANGLE DIFFERENCE : 144.20 DEG

ATMOSPHERIC MODEL DESCRIPTION

ATMOSPHERIC MODEL IDENTITY :

MIDLATITUDE SUMMER (UH2O=2.93 G/CM2 ,UO3=.319 CM-ATM)
AEROSOLS TYPE IDENTITY : CONTINENTAL AEROSOL MODEL
OPTICAL CONDITIONS : VISIBILITY (AT GROUND LEVEL) = 50.00 KM
ESTIMATED VISIBILITY (AT SEA LEVEL) = 24.50 KM
AEROSOL OPTICAL THICKNESS (AT 550NM) = .1128

SPECTRAL BAND

USER SPECIFIED FILTER FUNCTION
MINIMUM WAVELENGTH = .420 MICROMETRES
MAXIMUM WAVELENGTH = .465 MICROMETRES

TARGET TYPE

INHOMOGENEOUS GROUND , RADIUS OF TARGET = 1.500 KM
TARGET REFLECTANCE :
SPECTRAL DRY SAND GROUND REFLECTANCE = .0950
ENVIRONMENTAL REFLECTANCE :
SPECTRAL VEGETATION GROUND REFLECTANCE = .0751

INTEGRATED VALUES OF :

APPARENT REFLECTANCE (USING EXOATMOSPHERIC IRRADIANCE) : .1578
APPARENT REFLECTANCE (USING IRRADIANCE AT ALTITUDE): .1578
Direct IRRADIANCE AT SENSOR LEVEL (W/M2): 26.7852
Total IRRADIANCE AT SENSOR LEVEL (W/M2): 26.7852
APPARENT RADIANCE (W/M2/SR): 1.3456
TOTAL GASEOUS TRANSMITTANCE: .9982

INTEGRATED NORMALIZED VALUES OF :

IRRADIANCE AT GROUND LEVEL (%) : DIRECT: 74.00
DIFFUSE: 24.52
SURROUND: 1.47
REFLECTANCE FACTOR AT SENSOR LEVEL : ATMOSPHERIC: .0885
SURROUND: .0124

TARGET: .0569

INTEGRATED ABSOLUTE VALUES OF :

IRRADIANCE AT GROUND LEVEL (W/M2) : DIRECT SOLAR: 16.8314
 ATMOSPHERIC DIFFUSE: 5.5763
 SURROUND: .3349

RADIANCE AT SENSOR LEVEL (W/M2/SR) : ATMOSPHERIC: .7548
 SURROUND: .1055
 TARGET: .4853

INTEGRATED FILTER FUNCTION (MICROMETRES) : .0191

INTEGRATED SOLAR IRRADIANCE (W/M2) /D**2 : 35.6864

INTEGRATED VALUES OF :

GASEOUS TRANSMITTANCE	DOWNWARD	UPWARD	TOTAL
GLOBAL : .9990	.9992	.9982	
WATER : 1.0000	1.0000	1.0000	
OZONE : .9990	.9992	.9982	
CO2 : 1.0000	1.0000	1.0000	
OXYGEN : 1.0000	1.0000	1.0000	

SCATTERING TRANSMITTANCE

RAYLEIGH : .8719	.9003	.7850
AEROSOL : .9538	.9698	.9250
TOTAL : .8374	.8800	.7370

INTEGRATED VALUES OF :

	RAYLEIGH	AEROSOLS	TOTAL
SPHERICAL ALBEDO :	.1522	.0429	.1756
OPTICAL DEPTH DOWN :	.2054	.1427	.3481
OPTICAL DEPTH UP :	.2054	.1427	.3481
REFLECTANCE :	.0797	.0090	.0887
SING. SCAT. ALBEDO :	1.0000	.9003	.9591

Potentiels et limites des indices spectraux pour caractériser la dégradation des sols en milieu semi-aride

S. Maimouni, A. Bannari, A. El-Harti et A. El-Ghmari

Résumé. La variation de la réponse spectrale mesurée au niveau du capteur satellitaire est un indicateur de changement du milieu. Si l'on s'intéresse aux thèmes sol et végétation, les changements subtils de la couleur et de la minéralogie du premier et les variations de la structure et de la répartition spatiale du deuxième peuvent être des indicateurs de changements et de dégradations des milieux naturels. Dans ce sens, plusieurs travaux ont montré l'intérêt d'utiliser les indices spectraux basés sur la courbe de réflectances des sols, tels que l'indice de forme (IF), l'indice de coloration (IC) et l'indice de brillance (IB) pour caractériser l'état de surface des sols particulièrement dans les régions arides et semi-arides. En plus de ces trois indicateurs, les sols peuvent aussi être caractérisés par l'intensité (I), la teinte (T) et la saturation (S) qui correspondent, respectivement, à la brillance de la couleur, à la dominance spectrale de la couleur, ainsi qu'à la pureté de la couleur. Sachant que la végétation protège les sols contre la dégradation, les indices de végétation comme le NDVI (« normalized difference vegetation index ») et le TDVI (« transformed difference vegetation index ») ont été aussi utilisés. En outre, l'analyse des composantes principales (CP) comme indicateurs de l'état des sols et leurs occupations en se basant sur la dé-corrélation statistique entre les bandes spectrales ont été considérées. Cette recherche porte sur l'analyse des potentiels et des limites de ces indices spectraux (IF, IC, IB, I, T, S, NDVI, TDVI, CP-1, CP-2, CP-3) pour caractériser la dégradation des sols dans un environnement semi-aride dans le Haut Atlas marocain en exploitant les données ALI (« Advanced Land Imager ») de la plateforme EO-1 (« Earth-Observing-1 ») et un modèle numérique de terrain. L'image ALI a été corrigée des anomalies radiométriques propres au capteur, des effets atmosphériques et des distorsions géométriques et topographiques. Les résultats obtenus montrent que l'intégration des bandes du proche infrarouge et des courtes longueurs d'ondes de l'infrarouge améliore significativement le pouvoir discriminant des IB, IC, IF, I, et S. Ensuite, l'analyse d'environ 50 combinaisons de composés colorés dans le système RGB (« red–green–blue ») a permis de retenir deux combinaisons à cause de leurs potentiels caractérisant la dégradation des sols. La première considère les indices IB(4-5-6), IC(3-6) et IF(3-6-10), alors que la seconde associe l'I(6-8-9) et la S(7-8-9) calculées à l'aide d'une transformation cylindrique et l'IF(3-6-10). La validation des résultats par rapport à la vérité terrain montre que ces deux combinaisons permettent un très bon pouvoir séparateur entre les différents niveaux de dégradation des sols en particulier, et les différentes classes d'occupation des sols en général dans un environnement semi-aride. Cette méthode simple et rapide peut être un bon outil d'aide à la décision pour la protection des sols afin de promouvoir un développement durable.

Abstract. Spectral response variation measured at the satellite sensor is an indicator of environment change. If we consider soil and vegetation, slight changes in color and mineralogy in the first, and variations in the structure and spatial distribution in the second, can constitute indicators of changes and degradation in natural environments. In this perspective, numerous studies have shown the interest of using spectral indices based on the soil reflectance curve such as the form index (FI), the coloration index (CI) and the brightness index (BI) for characterizing soil surface state particularly in arid and semi-arid areas. In addition to these three indices, soils can also be characterized by intensity (I), hue (H) and saturation (S) that correspond to color brightness, color spectral dominance as well as color purity. Based on the assumption that vegetation protects soils from degradation, vegetation indices such as the NDVI and the TDVI have also been used. Moreover, principal components analysis (PCA) as indicators of soil state and land use based on decorrelation statistics between the spectral bands has also been considered. This research deals with the analysis of the potential and limitations of these spectral indices (FI, CI, BI, I, H, S, NDVI, TDVI, PC-1, PC-2, PC-3) for characterizing soil degradation in a semi-arid environment in the Moroccan High Atlas using EO-1 ALI data and a digital terrain model. The ALI image was atmospherically corrected and the radiometric sensor drift was calibrated. In addition, geometrical and topographical distortions were corrected. The results obtained show that the integration of the near infrared and

Reçu le 9 février 2011. Accepté le 26 août 2011. Publié sur le Web à <http://pubs.casi.ca/journal/cjrs> le 5 décembre 2011.

S. Maimouni et A. Bannari¹. Laboratoire de télédétection et de géomatique de l'environnement, Département de géographie, Université d'Ottawa, 60 rue de l'Université, Ottawa (Ontario), Canada K1N 6N5.

S. Maimouni, A. El-Harti et A. El-Ghmari. Laboratoire de télédétection et des SIG appliqués aux géosciences et à l'environnement, B.P. 523, 23000, Faculté des Sciences et Techniques, Béni-Mellal, Maroc.

¹Auteur correspondant (courriel : abannari@uottawa.ca).

short wave infrared bands significantly improves the discrimination power of BI, CI, FI, I and S. The analysis of approximately 50 color composite combinations in the RGB system permitted the selection of two combinations because of their potential for characterizing soil degradation. The first considers the BI(4-5-6), CI(3-6) and FI(3-6-10) indices, while the second associates I(6-8-9), S(7-8-9) calculated using a cylindrical transformation and FI(3-6-10). Validation of results in relation to ground truth shows that these two combinations provide very good separating power between the different levels of soil degradation in particular and the different land cover classes in general in a semi-arid environment. This simple and quick method can be a useful tool for decision support in the protection of soils in the perspective of promoting sustainable development.

Introduction

La dégradation des sols par érosion hydrique est un phénomène sans cesse croissant. Elle a des impacts socio-économiques négatifs à l'échelle locale, régionale, nationale et internationale. Elle réduit le potentiel de production des terres agricoles et l'optimisation des ressources naturelles en générale. En outre, elle présente un impact majeur sur la pollution diffuse dans les cours d'eau, sur l'envasement des barrages et sur les infrastructures hydrauliques. Par exemple, dans les zones montagneuses du Rif marocain les taux d'érosion sont évalués à environ 45 tonnes/ha par an (Ait Fora, 1995), ce qui occasionne un envasement significatif des barrages. D'après Merzouki (1992), les grands barrages au Maroc recevaient environ 50 millions de tonnes de sédiments par année, ce qui réduit, par conséquent, la capacité de stockage d'eau d'environ 0,5% par année (Tahri et al., 1993). En effet, dans les régions du Rif et du Haut Atlas marocain, régions Méditerranéennes, les phénomènes de l'érosion et de la dégradation des sols résultent de l'interaction de nombreux facteurs physiques et humains. Les précipitations et les couverts végétaux, variables dans le temps et l'espace, ainsi que la forte variabilité topographique jouent un rôle déterminant dans ces processus. En plus de ces facteurs physiques, les activités humaines dans ces régions, dont la déforestation, les incendies de forêts et la mauvaise gestion des terres agricoles, accélèrent le processus de dégradation des sols. Face à cette situation, des outils ont été développés permettant l'identification et l'analyse des processus de la dégradation des sols afin de promouvoir un développement durable.

Dans la littérature, plusieurs méthodes ont été considérées pour la spatialisation des processus de l'érosion dans différentes régions du monde. Les modèles hydrologiques couplés aux modèles d'érosion en utilisant l'équation universelle des pertes des sols (Wischmeier et Smith, 1978; Renard et al., 1991), les traceurs radioactifs (Moukhchane, 1999), la sédimentologie et la susceptibilité magnétique des sédiments (Ait Fora, 1995), ainsi que la synergie entre la télédétection et les systèmes d'information géographique (SIG) ont été utilisés pour quantifier la dégradation et l'érosion des sols (Haboudane et al., 2002; Chikhaoui et al., 2006; Bannari et al., 2008a; Krishna-Bahadur, 2008; Rahman et al., 2009). Par ailleurs, si nous considérons uniquement la télédétection, la variation de la réponse spectrale mesurée au niveau du capteur satellitaire est un indicateur de changement du milieu. Si l'on s'intéresse aux thèmes sol et végétation, les changements subtils de la couleur et de la

minéralogie du premier et les variations de la structure et de la répartition du deuxième peuvent être des indicateurs de la détérioration des milieux naturels (Escadafal et al., 1994; Smith et al., 1994). Dans ce sens, plusieurs travaux ont montré l'intérêt d'utiliser les indices spectraux basés sur la courbe de réflectances des sols, tels que l'indice de forme (IF), l'indice de coloration (IC) et l'indice de brillance (IB) pour caractériser l'état de surface des sols particulièrement dans les régions arides et semi-arides. Selon Escadafal (1993), en plus de ces trois indices (IF, IC et IB), les sols peuvent aussi être caractérisés par l'intensité (I), la teinte (T) et la saturation (S) qui correspondent, respectivement, à la brillance de la couleur, à la dominance spectrale de la couleur, ainsi qu'à la pureté de la couleur (Yésou et al., 1993). Ces variables présentent des indicateurs des secteurs sensibles aux processus de dégradation des sols. Bien entendu, tous ces indices spectraux ont été considérés indépendamment dans divers travaux pour la quantification des problèmes d'érosion en utilisant des données acquises par différents capteurs (Escadafal et Huete, 1991; Escadafal et al., 1994; Escadafal et Bacha, 1996; Mattikalli, 1997; Mathieu et al., 1998; Koutsias et al., 2000; Haboudane et al., 2002; Fontes et Carvalho, 2005; Chikhaoui et al., 2007; Bannari et al., 2008a; Zhuo et al., 2008).

Si nous considérons l'occupation du sol, la dégradation des sols augmente lorsque le sol n'a qu'un faible couvert végétal. En effet, la végétation (vivante et sèche) protège le sol de l'impact des gouttes de pluie et d'éclaboussement, tend à ralentir la vitesse de l'eau de ruissellement, permettant de minimiser l'effet de l'érosion et d'assurer une meilleure infiltration et l'enrichissement du sol en matière organique (Bannari et al., 2000). Pour la quantification des couverts végétaux, plusieurs indices de végétation ont été développés (Bannari et al., 1995a). Dans la littérature, l'indice de végétation de différence normalisé («normalized difference vegetation index : NDVI») est le plus populaire et le plus utilisé. Toutefois, d'autres indices ont été développés, comme le TDVI («transformed difference vegetation index») qui a permis de quantifier les taux de couverts végétaux avec plus de précision comparativement à d'autres indices de végétation (Bannari et al., 2002, 2007). D'autres études ont montré l'apport de l'analyse des composantes principales (CP) pour la dérivation de nouvelles informations relatives à la reconnaissance des zones dégradées en fonction de la densité des couverts végétaux (Floras et Sgouras, 1999; Manal, 2007; Benchallal et al., 2009).

Cette recherche porte sur l'analyse des potentiels et des limites de plusieurs indices spectraux pour caractériser la

dégradation des sols autour du barrage Hassan-I dans le Haut Atlas marocain en exploitant une image acquise par le capteur ALI (« Advanced Land Imager ») de la plateforme EO-1 (« Earth-Observing-1 ») et un modèle numérique d'altitude (MNA). L'image a été corrigée des anomalies radiométriques propres au capteur et des effets atmosphériques (absorption et diffusion). Également, les distorsions géométriques et topographiques ont été rectifiées. Notre méthodologie porte sur la dérivation des indices de forme, de coloration et de brillance en considérant la richesse spectrale du capteur ALI. En outre, l'intensité, la teinte, la saturation, les premières composantes principales et les indices de végétation (NDVI et TDVI) ont été calculés. Plusieurs combinaisons entre ces indicateurs ont été considérées afin de cartographier la dégradation des sols d'une façon simple et rapide. Les combinaisons les plus prometteuses ont été comparées et validées par rapport à la réalité terrain.

Méthodologie

La démarche méthodologique suivie dans le cadre de cette recherche est illustrée par la **figure 1**. Elle est subdivisée en quatre étapes principales. La première porte sur les corrections des anomalies radiométriques propres au capteur et des effets de l'atmosphère, ainsi que sur les corrections géométriques et topographiques en utilisant un MNA et des points de contrôle. La deuxième étape est axée sur la

dérivation des indices spectraux (l'IC, l'IF, l'IB, le NDVI et le TDVI), des I-T-S (intensité, teinte et saturation) et des CP. La troisième étape est une combinaison de ces indicateurs dérivés afin de cartographier l'état de dégradation des sols. Quant à la dernière étape, elle porte sur la comparaison et la validation des résultats obtenus par rapport à la réalité terrain.

Présentation de la zone d'étude

Le site d'étude est situé dans le Haut Atlas marocain à 30 km au sud-ouest de la ville d'Azilal (**figure 2**). Il couvre une superficie de 70 km² limitée par les coordonnées géographiques suivantes : 31°45'N à 31°50'N et 6°45'O à 6°51'O. Les altitudes varient entre 800 et 1680 m, le terrain épouse la forme d'une dépression sensiblement allongée en direction est-ouest, qui correspond au synclinal de Guettoua. Le cœur de ce dernier est occupé par la formation géologique composée de sédiments grés-pélimitiques rouges du Jurassique supérieur (Monbaron et al., 1999). Le synclinal est entouré par des anticlinaux où affleurent les terrains calcaires du Jurassique inférieur. Les crêtes qui limitent ce synclinal peuvent atteindre une altitude supérieure à 1500 m. Les pentes sont relativement plus fortes au sud qu'au nord du barrage. Ce dernier est situé au centre du site d'étude et il est construit sur la formation grés-pélimitique rouge (Monbaron et al., 1999). En outre, la zone d'étude se trouve au sud du bassin méditerranéen qui se

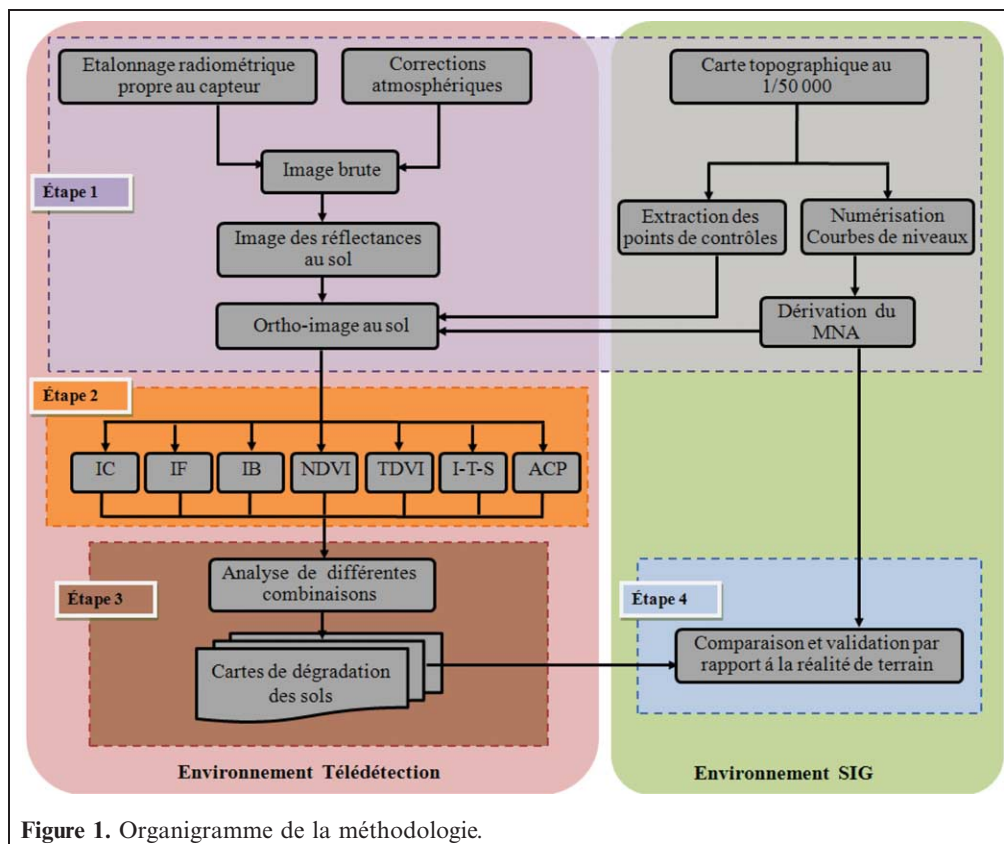


Figure 1. Organigramme de la méthodologie.

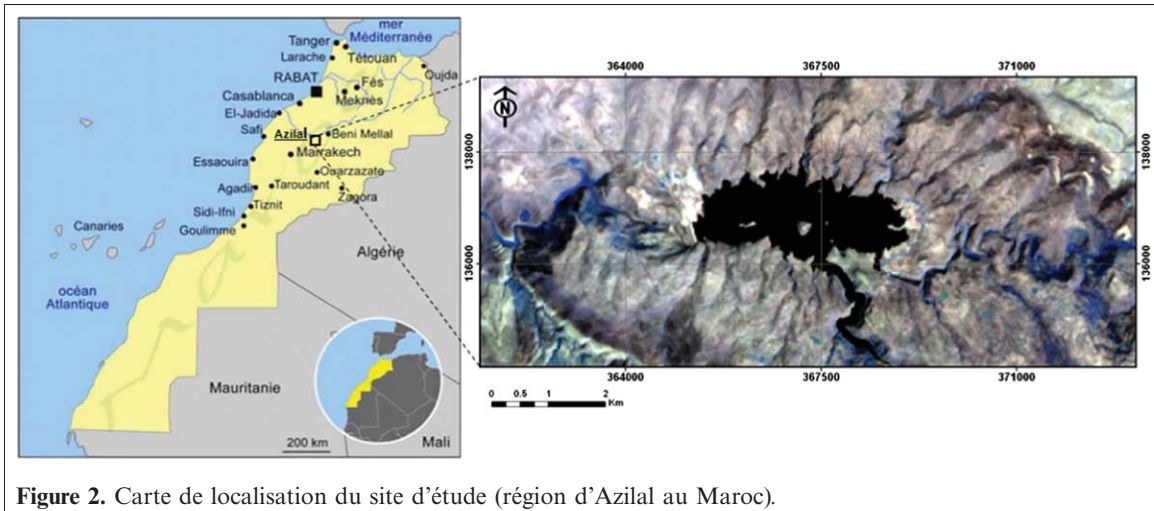


Figure 2. Carte de localisation du site d'étude (région d'Azilal au Maroc).

caractérise par des écosystèmes vulnérables face aux processus de dégradation des sols (Bannari et al., 2008b). Elle se caractérise par un climat semi-aride avec des températures annuelles moyennes de 20,5 °C et maximales de 45 °C, et une pluviométrie annuelle moyenne de 300 mm (Agoumi et Debbarh, 2006). Les précipitations surviennent rarement mais avec une forte intensité et durant une courte période de temps, notamment entre les mois de décembre et mars, ce qui accélère le phénomène des pertes en sol dans cette région ayant un couvert végétal faible et dispersé. Ce dernier est principalement composé de chênes verts, d'oliviers, de lauriers, d'euphorbes, de cactus et de palmiers nains.

Données images

L'image utilisée dans cette recherche a été acquise le 1^{er} octobre 2007 par le capteur ALI qui est le premier instrument d'observation de la terre lancé dans le cadre du programme « New Millennium Program » de la NASA, à bord du satellite EO-1 (NASA, 2006). Ce capteur forme le point de départ d'une nouvelle technologie pour améliorer la série des capteurs TM et ETM+, et assurer la continuité des données de la série Landsat. Il emploie une nouvelle optique grande angulaire et il assure l'acquisition des données en modes panchromatique et multispectral. Il fonctionne en mode peigne (« pushbroom »), assurant une géométrie d'acquisition plus stable que celle basée sur le balayage transversal des capteurs MSS, TM et ETM+ (Ungar, 2001). Placé sur une orbite à 705 km, il permet une acquisition des images avec une taille nominale de 37 km × 42 km. La résolution spatiale des 9 bandes multispectrales est identique à celle du capteur ETM+ de Landsat, soit 30 m. Par contre, sa résolution spatiale en mode panchromatique est meilleure que celle du capteur ETM+ (10 m versus 15 m). Parmi les 9 bandes du capteur ALI, 5 bandes opèrent dans des régions spectrales similaires à celles des bandes du capteur ETM+ (1, 2, 3, 5 et 7). La bande 4 de ETM+ est divisée en deux bandes du

domaine proche infrarouge (PIR) couvrant les longueurs d'ondes entre 0,775–0,805 μm et 0,845–0,890 μm . Entre autres, il possède deux bandes additionnelles; les bandes 2 et 8 couvrant, respectivement, les longueurs d'ondes 0,433–0,453 μm (visible) et 1,20–1,30 μm (courtes longueurs d'ondes de l'infrarouge : SWIR). Cette richesse spectrale, notamment dans le SWIR, a été exploitée dans plusieurs applications cartographiques, telles que la géologie, les sols et les forêts (Hubbard et al., 2005; Pu et al., 2005; Bannari et al., 2008b; Helmer et al., 2010).

Prétraitements des données image

Étalonnage radiométrique et corrections atmosphériques

Afin d'obtenir des résultats de qualité reflétant les mesures au sol, nous avons procédé à un étalonnage radiométrique du capteur et à des corrections atmosphériques de notre image. Ces opérations ont été effectuées en les combinant dans une seule étape afin de préserver l'intégrité radiométrique de notre image. L'étalonnage du capteur permet la transformation des comptes numériques en luminances apparentes afin de corriger les anomalies propres au capteur et d'extraire une information fiable et précise (Bannari et al., 1999). Les coefficients d'étalonnage (gain et offset) utilisés dans cette transformation (équation 1) ont été publiés par la NASA (NASA, 2006). En suite, cette luminance apparente a été transformée en réflectance apparente (Tanré, 1982) en introduisant l'éclairement solaire, l'angle d'incidence solaire et la distance « Terre-Soleil » (équation 2). Quant aux effets atmosphériques, absorption par les gaz et la vapeur d'eau et la diffusion par les aérosols et les molécules (Kaufman, 1988), ils exigent une connaissance a priori des paramètres atmosphériques qui interfèrent lors de l'acquisition de l'image (Tanré, 1982). Ces paramètres ont été mesurés par la station météorologique localisée au milieu de notre site d'étude à côté du barrage Hassan-I lors du passage du satellite. Le **tableau 1** résume les paramètres d'entrées au

Tableau 1. Paramètres d'entrée au modèle de transfert radiatif H5S.

Paramètres	Valeurs
Altitude moyenne du site d'étude par rapport au niveau moyen de la mer	1,24 km
Altitude du capteur par rapport au niveau moyen de la mer	705 km
Heure d'acquisition (GMT)	10h45
Date d'acquisition	01 octobre 2007
Angle solaire zénithal	41,36°
Angle solaire azimutal	144,20°
Modèle atmosphérique	Mid-latitude summer
Modèle des aérosols	Continental
Visibilité au sol	50 km
Contenu en ozone	0,319 cm-atm
Contenu en vapeur d'eau	2,93 g/cm ²
Contenu en CO ₂	357,5 ppm

modèle de transfert radiatif Herman H5S (*Simulation du signal satellitaire dans le spectre solaire*; Teillet et Santer, 1991) afin de calculer tous les éléments nécessaires pour ces corrections atmosphériques. Ces dernières permettent la transformation des réflectances apparentes aux réflectances au sol en égalisant les équations 2 et 3 afin d'isoler la réflectance au sol, $\rho_s(\lambda)$, modélisée par l'équation 4 (Tanré, 1982). Bien entendu, cette étape est d'une importance capitale dans le processus de calculs des indices spectraux pour qu'ils reflètent la réalité terrain avec précision (Teillet, 1994; Bannari et al., 1999).

$$L^*(\lambda) = \frac{1}{G(\lambda)} \cdot CN^*(\lambda) - \frac{O(\lambda)}{G(\lambda)} \quad (1)$$

$$\rho^*(\lambda) = \frac{L^*(\lambda) \cdot \pi \cdot D_t^2}{E_s(\lambda) \cdot \mu_s} \quad (2)$$

$$\rho^*(\lambda) = \bar{t}g(\lambda) \cdot \left[\rho_a(\lambda) + \rho_s(\lambda) \cdot \frac{T(\lambda)}{1 - \rho_s(\lambda)} \right] \quad (3)$$

$$\rho_s(\lambda) = \frac{\rho^*(\lambda) - \bar{t}g(\lambda) \cdot \rho_a(\lambda)}{\bar{t}g(\lambda) \cdot T(\lambda)} \quad (4)$$

où

$CN^*(\lambda)$: compte numérique acquis au capteur en haut de l'atmosphère,

$L^*(\lambda)$: luminance apparente acquise au capteur en haut de l'atmosphère [$W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$],

$O(\lambda)$: offset,

$G(\lambda)$: gain,

$\rho(\lambda)$: réflectance apparente acquise au capteur en haut de l'atmosphère,

D_t : distance Terre-Soleil en unités astronomiques,

$E_s(\lambda)$: éclairement solaire [$W/(m^2 \cdot \mu m)$],

μ_s : $\cos(\theta_s)$, θ_s étant l'angle zénithal solaire en degré,

$\rho_s(\lambda)$: réflectance au sol,

$\bar{t}g(\lambda)$: transmission gazeuse moyenne,

$\rho_a(\lambda)$: réflectance intrinsèque à l'atmosphère mesurée au capteur en haut de l'atmosphère,

$T(\lambda)$: transmission atmosphérique totale.

Corrections géométriques et topographiques

Les corrections géométriques ont été combinées en une seule étape aux corrections des effets topographiques en utilisant un MNA dont la résolution spatiale est identique à celle de l'image, soit 30 m (Bannari et al., 1995b; Radeloff et al., 1997; Burrough et McDonnell, 2000). Le MNA a été numérisé à partir des courbes de niveaux avec une équidistance de 20 m d'une carte topographique au 1 : 50 000. Le réseau de courbes de niveaux obtenu a été densifié par la méthode de triangulation, puis transformé en une matrice d'altitude à l'aide d'ArcGIS. L'analyse des écarts entre les altitudes estimées et les vraies altitudes en considérant 20 points de vérification (Tahiri, 1994) montre que notre MNA a été dérivée avec une précision de $\pm 7,6$ m respectant la tolérance altimétrique d'un MNA extrait de la carte topographique au 1 : 50 000 (Bannari et al., 1997). Cette étape d'ortho-rectification permet, entre autres, les corrections des distorsions géométriques, des effets de la parallaxe au niveau de l'arrangement spatial des pixels le long de la ligne du balayage et des effets perturbateurs causés par l'ombre et par la topographie. Lors de cette étape, la projection conique conforme de Lambert adoptée au Maroc a été considérée, ainsi que 14 points d'appui ont été sélectionnés à partir d'une carte topographique au 1 : 50 000 assurant une précision planimétrique de ± 16 m (Bannari et al., 1997). L'ortho-rectification a été achevée avec une précision planimétrique de $\pm 7,2$ m (0,24 pixels) qui est inférieure à la taille du pixel de l'image et du MNA extrait de la carte topographique au 1 : 50 000. Cette précision a permis une excellente intégration des cartes dérivées dans le cadre de cette recherche avec les courbes de niveaux dans un environnement SIG, ainsi que la visualisation en 3D en utilisant le MNA pour des fins d'analyse.

Traitements et transformations des données

Indice de coloration (IC)

La couleur est un critère important lors de la caractérisation des sols, car elle résulte de sa composition minéralogique et de sa teneur en matière organique (Irons et al., 1989). Cette dernière donne au sol une couleur sombre, alors que les oxydes-hydroxydes de fer lui donnent une couleur rouge, et les carbonates de calcium lui donnent une couleur claire et brillante (Legros, 1996). Ainsi, dans les régions arides, la présence des affleurements des croûtes et des écroûtements gypseux et calcaires provoque une faible coloration des sols (Belghith, 2003). Bien entendu, les processus d'érosion peuvent soit détériorer l'horizon

superficiel riche en matière organique, rendant ainsi le sol plus clair et plus brillant, soit détruire complètement le sol et faire affleurer en surface la roche mère, dont la couleur peut être totalement différente de celle du sol intact (Haboudane, 1999). Plusieurs travaux ont montré la forte corrélation entre les couleurs des sols et leurs réflectances dans les bandes du visible (Escadafal et al., 1989; Escadafal et Huete, 1991; Post et al., 1994). En exploitant cette corrélation entre les couleurs des sols et leurs réflectances dans les bandes du visible, Escadafal et al. (1994) ont développé l'IC qui est un simple rapport normalisé des bandes rouge et bleu. La réflectance dans cette région du spectre est grandement affectée par le phénomène d'absorption causé par l'oxyde de fer (hématite et goethite). De nombreuses études ont souligné l'intérêt de l'IC pour caractériser l'état de dégradation des sols, particulièrement dans les régions arides et semi-arides (Escadafal et al., 1994; Mougenot et Cailleau, 1995; Haboudane et al., 2002; Chikhaoui et al., 2007; Bannari et al., 2008a).

Indice de forme (IF)

Pour caractériser les types de sols et leurs niveaux de dégradation, la forme de leurs courbes spectrales peut être aussi informative (Baumgardner et al., 1985; Haboudane, 1999). En effet, la signature spectrale d'un sol est déterminée par ses propriétés de réflexion et d'absorption de ses éléments constitutifs (Irons et al., 1989), notamment la matière organique, les oxydes de fer, les minéraux argileux et les carbonates, dont la présence est un indice de développement du sol. Baumgardner et al. (1985) ont trouvé que les spectres de sols développés auraient une forme semblable à celle des courbes C et D de la **figure 3** ayant des bandes d'absorption indicatrices d'un certain développement de pédogénèse. Ces sols sont caractérisés par des niveaux de réflectances relativement faibles. Tandis que les sols très dégradés présenteraient une allure plutôt semblable à celle de courbe B de la **figure 3**, atteignant des forts niveaux de réflectances. Cette variabilité de réflectances s'explique par la présence ou l'absence des bandes d'absorption des oxydes de fer et de la matière organique. En se basant sur ces variabilités spectrales, Escadafal et al.

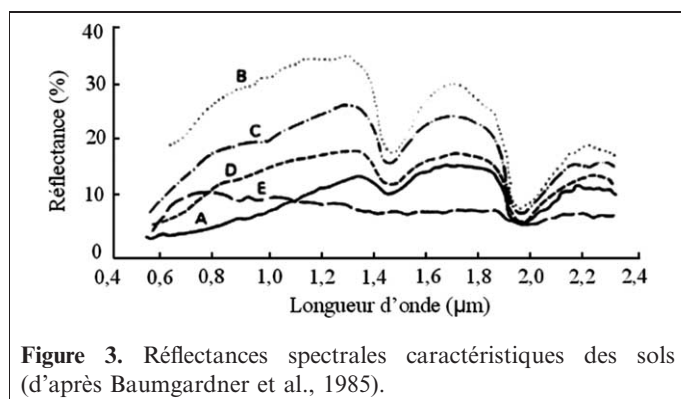


Figure 3. Réflectances spectrales caractéristiques des sols (d'après Baumgardner et al., 1985).

(1994) ont développé l'IF en exploitant les bandes du visible pour discriminer les différents niveaux de dégradation des sols. Cet indice a été utilisé dans divers travaux pour cartographier les différents niveaux de dégradation des sols, notamment dans les régions arides et semi-arides (Haboudane et al., 2002; Chikhaoui et al., 2007; Bannari et al., 2008a). Toutefois, d'autres travaux ont démontré l'intérêt de l'intégration des bandes du SWIR dans l'équation de cette indice afin d'améliorer sa capacité de détection de la dégradation des sols (Haboudane et al., 2002; Chikhaoui et al., 2007; Bannari et al., 2008a). Bien entendu, dans le cadre de cette étude, la richesse spectrale du capteur ALI nous permet de tester le potentiel de l'IF et de l'IC pour caractériser l'état de dégradation des sols en utilisant les bandes du visible, du PIR, et aussi du SWIR comme préconisé par ces chercheurs.

Indice de brillance (IB)

En plus de la couleur, entre autres, les propriétés spectrales d'un sol sont intimement liées à la variation de sa brillance (Bannari et al., 1996). Cette variabilité permet d'identifier la réflectance globale d'un sol, ce qui a amené Escadafal et Bacha (1996) au développement de l'IB en exploitant les domaines du visible et du PIR. Quant à Mathieu et al. (1998), ils ont proposé une autre version de l'IB pour cartographier les sols au Chili en utilisant uniquement les bandes du visible. Selon Ghram-Messedi et Delaître (2007) l'IB permet de dissocier les couvertures végétales des étendues minérales nues, et cela d'autant mieux si les sols sont secs et clairs (sables siliceux, nodules calcaires, croûtes gypseuses, etc.). Cet indice a été fortement corrélé avec la présence des oxydes de fer dans les dunes sablonneuses dans un milieu semi-aride (Levin et al., 2005). Toutefois, l'IB varie en fonction des effets de l'ombre (Levin et al., 2007) et en fonction de l'humidité de sols du fait que l'augmentation de la teneur en eau s'accompagne d'une diminution de la pureté de la luminance qui est relative à la couleur (Mougenot, 1990; Ouerchefani et al., 2008). Dans le cadre de cette étude, cet indice a été évalué dans les bandes du visible, ainsi que dans les bandes du visible et du PIR.

Intensité, teinte et saturation (I-T-S)

En plus des indices discutés ci-dessus (IF, IC et IB), les sols peuvent être aussi caractérisés par l'intensité (I), la teinte (T) et la saturation (S) de leurs couleurs (Escadafal et al., 1993). Ces trois variables dérivées par la transformation des trois bandes du visible correspondant, respectivement, à la description totale de la brillance de la couleur, de la dominance spectrale de la couleur et de la pureté de la couleur (Yésou et al., 1993). Dans la littérature, trois transformations ont été adoptées à cet effet : hexagonale (Foley et al., 1990), double hexagonale (Chen et al., 2003) et cylindrique (Kruse et Raines, 1984). L'apport de ces

variables et bien documenté dans la bibliographie. Par exemple, Escadafal et al. (1994) et Haboudane et al. (2002) ont montré que l'I est un facteur discriminant important entre les différents niveaux de dégradation des sols. En outre, il a été prouvé que la T est un paramètre déterminant dans l'identification et la cartographie des sols (Mattikalli, 1997). Selon Madeira et al. (1997) et Fontes et Carvalho (2005), la T caractérise bien l'hématite et décrit convenablement le signal du rapport hématite/goethite. Quant à la S, elle quantifie correctement les oxydes de fer dans le sol (Fontes et Carvalho, 2005) et discrimine les différents types de roches (Lundén, et al., 1991). Souvent la combinaison I-T-S est une technique utilisée dans la fusion des images fournies par des capteurs différents, notamment optiques et radars (Yésou et al. 1993; Pohl et Van Genderen, 1998). Elle caractérise significativement les états de dégradation des sols et donne des résultats importants au niveau de la cartographie géomorphologique et géologique (Dwivedi et al., 1997; Schetselar, 2001; Koutsias et al., 2000; Maksud-Kamal et al., 2004; King et al., 2005; Al-Rawashdeh et al., 2006; Laliberte et al., 2007). Dans cette recherche, nous avons dérivé ces trois variables (I, T et S) en fonction des trois transformations proposées dans la littérature, soient la transformation hexagonale dont le développement logarithmique est bien documenté par Foley et al. (1990), la transformation double hexagonale proposée par Chen et al. (2003) et la transformation cylindrique mise au point par Kruse et Raines (1984).

Indices de végétation (IV)

Dans les milieux semi-arides et arides, le suivi de la dynamique de la végétation diffuse constitue un indicateur régional des processus d'érosion hydrique et de désertification. Si nous considérons l'occupation du sol, la dégradation des sols augmente lorsque le sol n'a qu'un faible couvert végétal. Celui-ci peut être quantifié à partir des images de télédétection, soit par modalisation inverse en exploitant des modèles de transfert radiatif, soit en utilisant des indices de végétation (Bannari et al., 1995a). Ces derniers sont relativement corrélés avec les taux de couverture végétale et la biomasse verte au sol (Rondeaux et al., 1996). Le NDVI est le plus populaire et le plus utilisé (Rouse et al., 1974), mais il est sensible à la fois aux changements atmosphériques et aux propriétés optiques des sols sous-jacents (Bannari et al., 1996). Pour minimiser ces effets et décrire adéquatement le système sol-végétation, le TDVI a été mis au point (Bannari et al., 2002). Dans cette recherche, ces deux indices ont été testés et évalués pour la quantification spatiale de la végétation dans un environnement semi-aride et ils ont été combinés avec les indices des sols afin d'analyser leur pouvoir de discrimination des classes de dégradation du sol. Du fait que l'image ALI possède deux bandes dans le domaine du PIR (bandes 6 et 7), nous avons utilisé la bande 6, comme recommandé par Lobell et Asner

(2003), pour calculer ces indices du fait que la bande 7 est sensible à la présence d'eau dans le couvert végétal.

Analyse en composantes principales (CP)

L'analyse en CP est une transformation mathématique basée sur l'analyse de la covariance de l'image ou de la matrice de corrélation de plusieurs bandes spectrales (Caloz et Collet, 2001). C'est une technique qui permet de réorganiser les données de manière qu'elles ne soient plus corrélées et en maximisant le rapport signal/bruit (Schwengerdt, 1997). Lorsqu'elle est appliquée à des données à N-dimensions, elle concentre la quasi-totalité d'information (90%) dans les deux ou trois premières composantes (Richards, 1999). Ainsi, la première composante contient les informations relatives à la variance maximale, la deuxième contient les informations relatives à la variance suivante, etc. Le processus est itératif jusqu'à l'obtention de la N^e et dernière composante (Jensen, 1986). Évidemment, lors de l'exploitation des données multispectrales comme celles issues du capteur ALI, les trois premières composantes sont les plus utiles et informatives (Richards, 1999). Selon Rajaonarison et al. (2004), les trois premières CP ont permis d'évaluer le degré d'influence des facteurs naturels (topographie, géologie, pédologie, occupation du sol, etc.) et anthropiques sur le phénomène d'érosion hydrique. Par ailleurs, d'autres travaux ont montré que les CP jouent un rôle primordial dans la dérivation de nouvelles informations relatives à la reconnaissance des zones dégradées (Floras et Sgouras, 1999; Soe et al., 2008; Manal, 2007; Benchallal et al., 2009; Velmurugan et Carlos 2009). Conséquemment aux résultats de ces travaux, les trois premières CP ont été considérées dans cette recherche afin d'analyser leur potentiel et leur apport aux autres indices de sols et de végétation pour détecter les zones susceptibles aux risques de dégradation des sols.

Résultats et discussion

Dans le cadre de cette recherche, nous avons retenu différents indices spectraux que nous regroupons en quatre classes différentes. La classe des indices qui sont basés sur la forme de la courbe des réflectances des sols (l'IF, l'IC et l'IB). La classe des indices qui caractérisent la dégradation des sols en considérant principalement leurs couleurs (I, T et S). La classe des indices de végétation (TDVI et le NDVI) et, finalement, la classe des indicateurs de l'état des sols et leurs occupations en se basant sur les CP. Cependant, avant l'analyse des différentes combinaisons possibles entre tous ces indices considérés pour discriminer entre les différents états de dégradation des sols, dans une première étape nous avons analysé l'apport des bandes du visible, du PIR et du SWIR, notamment dans le cas de l'IF, l'IC, l'IB, l'I, la T et la S.

En considérant uniquement les canaux du visible dans le calcul de l'IF (bleu, rouge et vert) et de l'IC (bleu et rouge) comme proposé par Escadafal et al. (1994), ces indices donnent des résultats faiblement concluants en termes de distinction entre les différents états de sols. Par contre, l'exploitation des bandes du PIR et du SWIR en plus de la bande rouge (3, 6 et 10) dans le calcul de l'IF, et des bandes bleue et PIR (3 et 6) dans la dérivation de l'IC améliore significativement leurs pouvoirs de discrimination, comme rapporté par la littérature (Haboudane et al., 2002; Parenteau, et al., 2003; Chikhaoui et al., 2007; Bannari et al., 2008a). Bien entendu, les sols faiblement dégradés sont associés à des fortes valeurs de ces deux indices. Les sols moyennement dégradés ont des valeurs intermédiaires, alors que les sols très dégradés se distinguent par de faibles valeurs. Cette distinction nette entre ces trois différentes classes de dégradation s'explique par l'intégration des bandes PIR (bande 6) et SWIR (bande 10) qui caractérisent la présence des bandes d'absorption, notamment, des calcaires qui sont considérés comme un indicateur implicite de la dégradation des sols. Cependant, les versions améliorées de ces deux indices ont été considérées dans la suite de nos analyses : IF (10-6-3) et IC (6-3). Quant à l'IB, comparativement à la version mise au point par Mathieu et al. (1998) en exploitant uniquement les bandes du visible, celle intégrant la bande du PIR en plus du visible (4 et 5)

comme recommandé par Escadafal et Bacha (1996) a donné des résultats significatifs pour la détection des sols clairs qui sont généralement de nature calcaire et grès dominants dans notre zone d'étude et présentant des zones plus sensibles aux risques de dégradation : IB (4-5-6). Évidemment, les valeurs entre parenthèses réfèrent aux bandes spectrales du capteur ALI qui sont considérées pour chacun des indices.

Par ailleurs, nous avons comparé a priori le potentiel des indices de végétation NDVI et TDVI de point de vue quantification de la densité des couverts végétaux. Cette analyse préliminaire montre une représentation relativement améliorée des couverts végétaux à l'aide du TDVI (**figure 4B**) par rapport au NDVI (**figure 4A**). En effet, le TDVI a mieux quantifié les quatre différentes classes des couverts végétaux présents sur notre site d'étude (**figure 4**) : dense (couleurs rouge et rouge foncé), moyennement dense (couleurs jaune et jaune-orange), faible (couleur crayon) et absente dans le cas des sols nus et du barrage (couleurs bleu et noir). Ces résultats concordent avec d'autres travaux qui ont montré que cet indice permet de bien cartographier la végétation dans un environnement mixte et hétérogène, en milieux urbain et agricole comme soulevé dans les travaux d'Ozbakir (2006) et Bannari et al. (2007). Néanmoins, malgré cette distinction relative, nous avons intégré et analysé le potentiel de ces deux indices de végétation avec les autres indices caractérisant les sols, ainsi que leurs

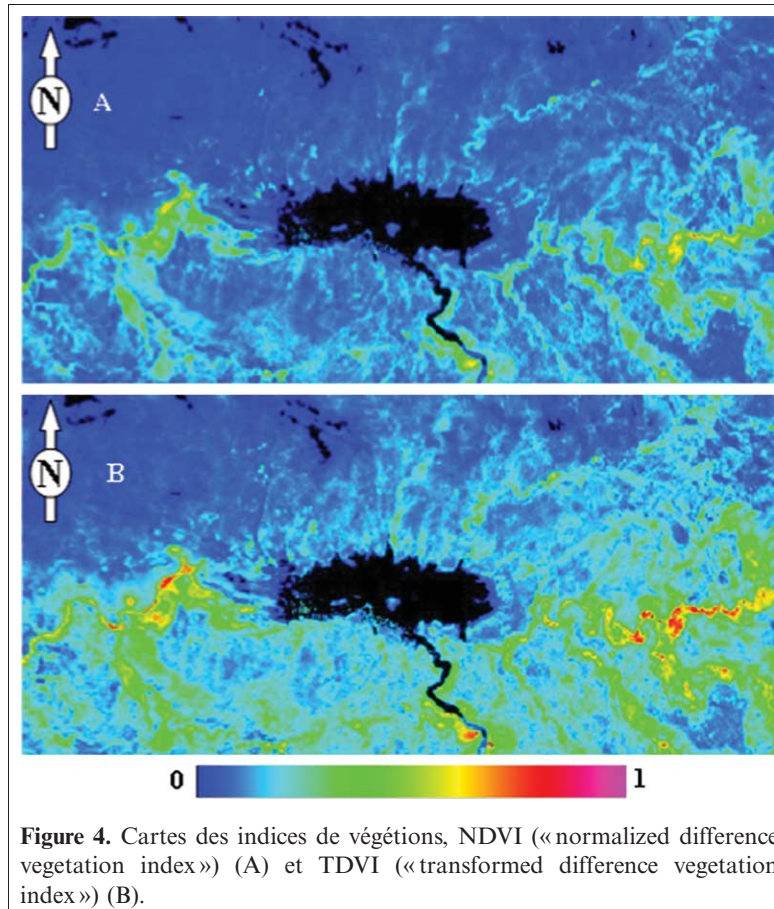
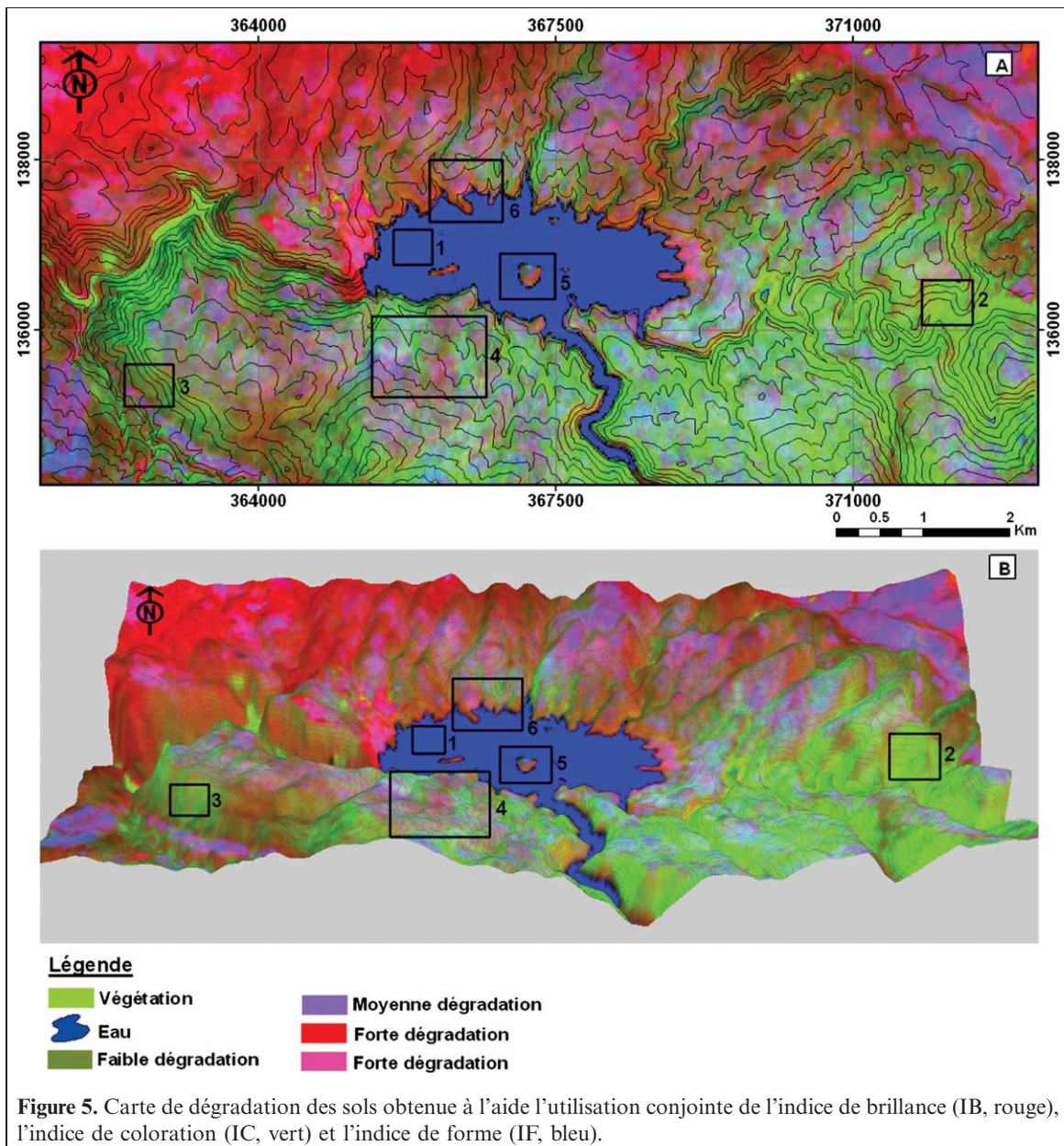


Figure 4. Cartes des indices de végétations, NDVI («normalized difference vegetation index») (A) et TDVI («transformed difference vegetation index») (B).

intégrations avec les CP pour la discrimination entre les classes de dégradation des sols.

Du fait que l'I, la T et la S de la couleur d'un sol sont des critères importants dans la caractérisation des sols, nous les avons dérivés dans une première étape en utilisant les bandes du visible comme suggéré par Escadafal et al. (1993) et en considérant les trois transformations proposées dans la littérature : hexagonale, double hexagonale et cylindrique. Toutefois, bien que la région du visible puisse être informative sur la variabilité spectrale des sols en fonction de leurs couleurs, les domaines spectraux du SWIR montrent des réflectances plus complexes et plus informatives sur l'état des sols. En effet, dans ces domaines spectraux le pouvoir de discrimination relatif à la couleur est combiné à la puissance de différenciation liée aux bandes d'absorption caractérisant

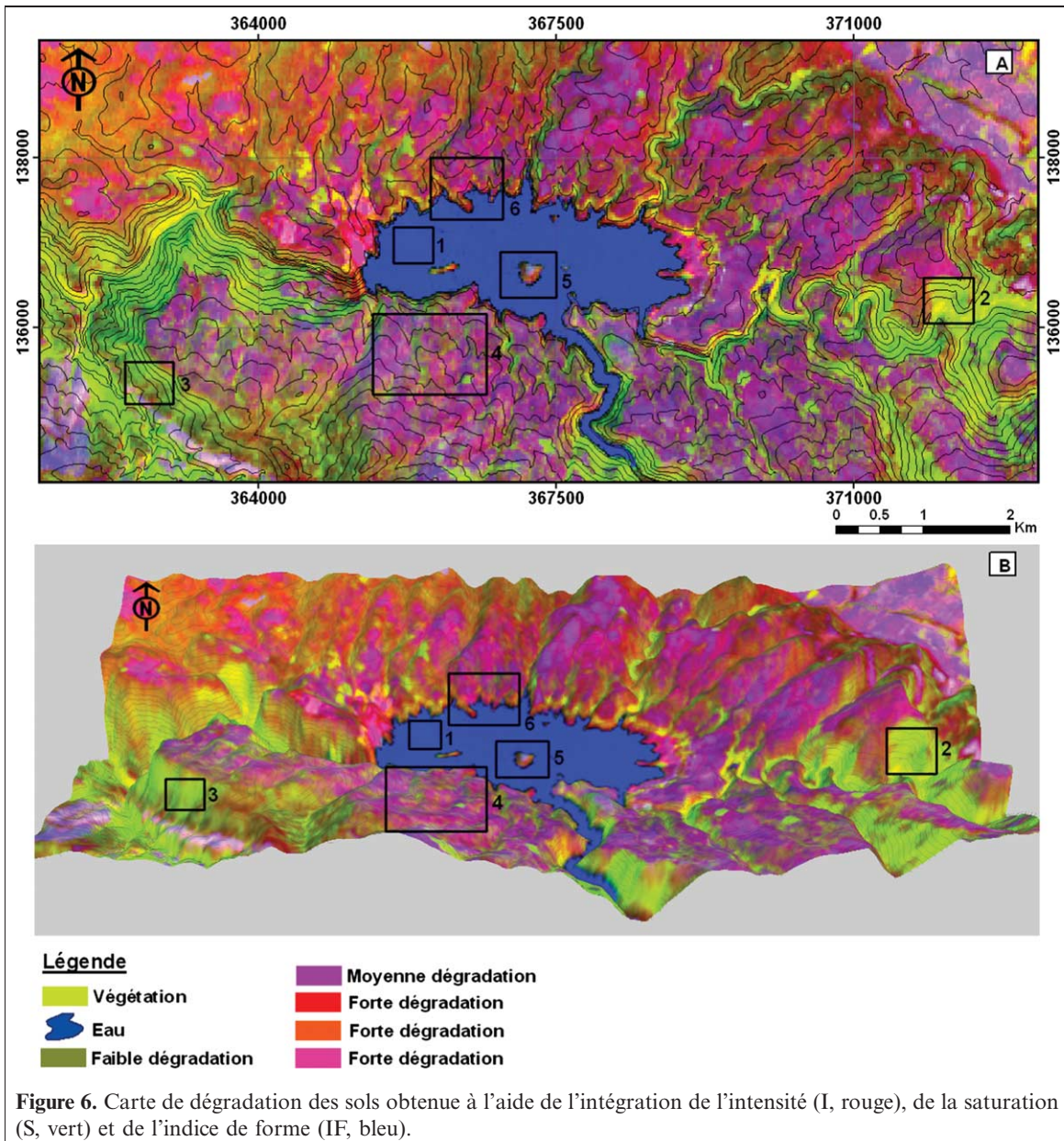
les matériaux pédologiques des sols. Cependant, nous avons dérivé ces trois indices en exploitant la richesse spectrale du capteur ALI, notamment dans le SWIR, en considérant les trois transformations discutées ci-dessus. À ce niveau, les résultats obtenus montrent que par rapport aux bandes du visible, une transformation cylindrique basée d'une part sur les bandes 7, 8 et 9, et d'autre part sur les bandes 6, 8 et 9 du capteur ALI offre le meilleur rehaussement et contrôle de la couleur des sols. Cette transformation cylindrique rehausse la couleur de l'image dans l'espace spectral tridimensionnel en considérant la couleur de Munsell (Kruse et Raines, 1984). Toutefois, notons qu'un pouvoir séparateur entre les différentes classes des sols a été obtenu, notamment, à l'aide de l'I et la S. Par contre, la T donne des résultats ne reflétant pas la réalité terrain et, par conséquent, elle n'était pas prise

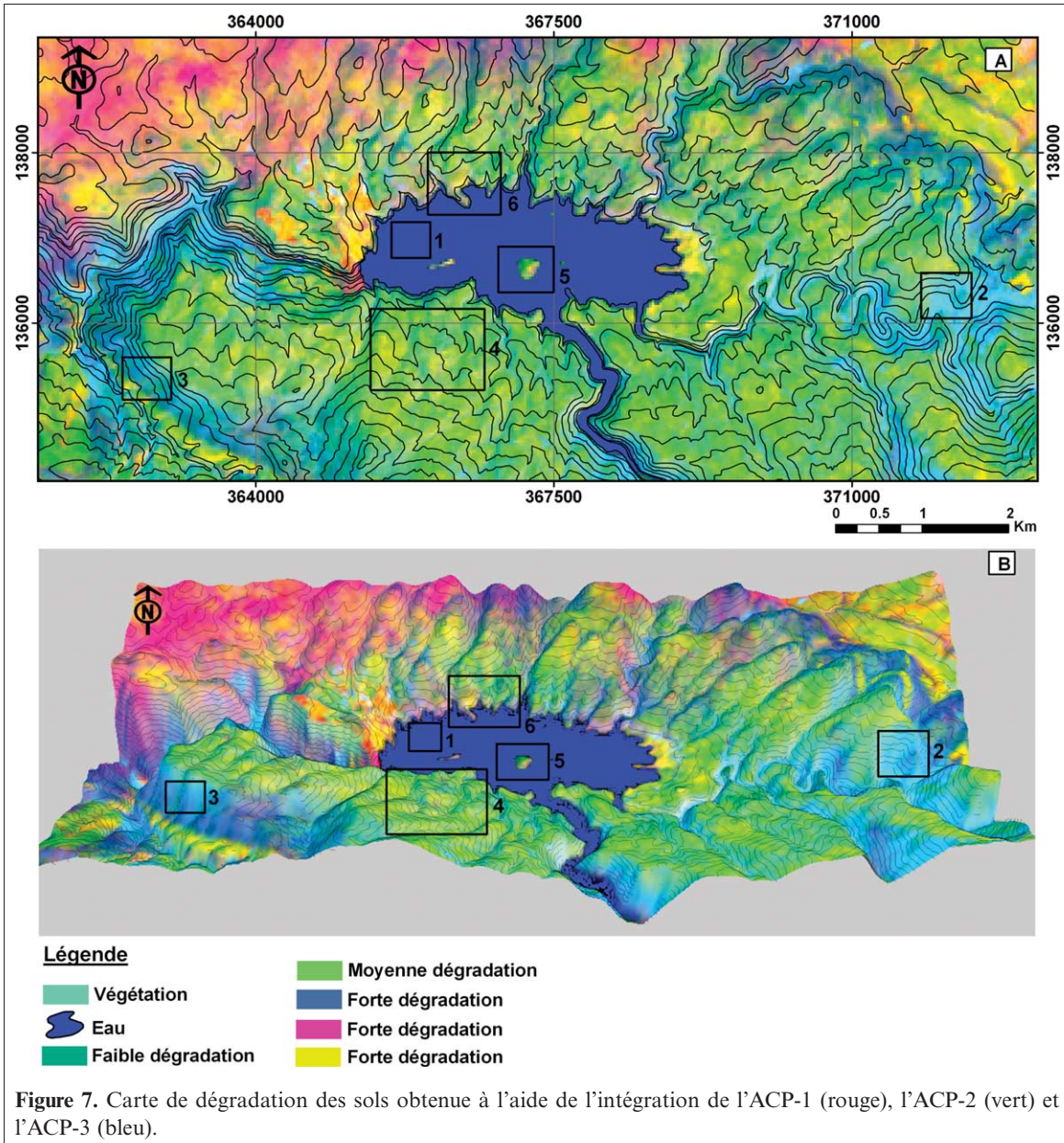


en considération. Autrement dit, uniquement quatre variables ont été considérées dans nos analyses suivantes, soient : l'I(6-8-9), l'IF(7-8-9), la S(6-8-9) et la S(7-8-9).

Après cette première étape d'analyse qui a mis la lumière sur l'importance des bandes spectrales les plus appropriées pour les calculs de nos indices spectraux, dans une seconde étape nous avons étudié plus de 50 combinaisons de composés colorés dans le système RGB («red-green-blue») du système de traitement d'image PCI-Geomatica (PCI Geomatics, 2000) en considérant les différents indices (IF, IC, IB, I, S, NDVI, TDVI, CP-1, CP-2 et CP-3). Parmi toutes les combinaisons analysées et comparées, seulement trois ont été retenues à cause de leurs potentiels caractérisant une meilleure discrimination des sols à différents niveaux de dégradation en particulier et des différentes classes d'occupation du sol en général. La première con-

sidère les trois indices IB(4-5-6), IC(3-6) et IF(3-6-10) et elle est illustrée par la **figure 5**. La seconde associe l'I(6-8-9), la S(7-8-9) et l'IF(3-6-10) dont les résultats sont représentés à la **figure 6**. Quant à la troisième, elle combine les trois composantes principales comme montré à la **figure 7**. Ces cartes dérivées de façon simple et rapide sont représentées en 2D et 3D avec quatre fois l'exagération de la verticale. Elles mettent en évidence cinq différentes classes thématiques, soient : l'eau, la végétation, les sols faiblement dégradés, les sols moyennement dégradés et les sols fortement dégradés. En outre, elles montrent que l'effet de l'ombre est très bien corrigé, complètement absent, grâce à l'ortho-rectification. Puisque nous ne disposons d'aucune mesure sur le terrain, notre validation a été basée sur des visites de terrain. Ces visites ont permis de comparer les classes de nos cartes aux classes de terrain dont nous avons des photos illustrant ces





différentes classes (**figures 8, 9, 10** et **11**). En effet, lors de nos visites sur le terrain, nous avons retenu sept zones représentant ces cinq classes pour la validation des résultats obtenus. Ces sept zones sont représentées par des petits carrés sur chacune des trois cartes retenues (**figures 5, 6** et **7**).

Si nous considérons les surfaces aquatiques et les couverts végétaux denses qui sont indépendants des phénomènes de la dégradation des sols, nous constatons que ces deux classes sont très bien représentées par chacune de ces trois cartes (**figures 5, 6** et **7**) dont elles sont représentées par les zones (1 et 2). La validation de ces deux classes (eau et végétation dense) montre qu'elles sont cartographiées avec précision et concordent parfaitement avec l'occupation du sol comme illustré par les **figures 8A** et **8B**.

La classe des sols à faible dégradation est bien représentée par chacune des trois cartes dont elle est encadrée par la zone

3 et elle reflète très convenablement la réalité terrain comme illustré à la **figure 9**. Bien qu'elle soit associée aux aires de pentes relativement fortes et une végétation éparse, les sols formant cette classe sont notamment des argiles, ainsi que des grès qui se caractérisent par une faible friabilité.

La classe des sols moyennement dégradés a été validée sur le terrain par référence aux pentes fortes et moyennes. Cette classe est dominée par les grès et elle est localisée par la zone 4 sur les cartes (**figures 5, 6** et **7**). L'analyse et la comparaison de cette classe par référence à la réalité terrain (**figure 10**) montre qu'elle est bien représentée par les combinaisons intégrant les indices des sols (IB, IC et IF) et (I, S et IF). Par contre, elle montre une certaine confusion avec la classe des sols fortement dégradés sur la carte basée sur la combinaison des CP. Quant aux sols à forte dégradation, ils sont entre autres bien discriminés par

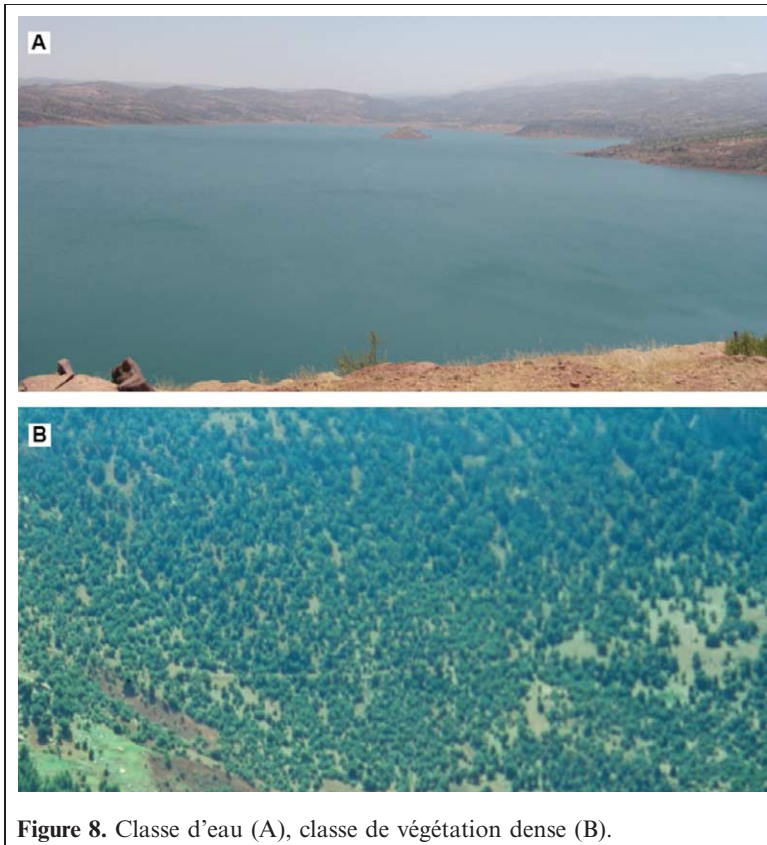


Figure 8. Classe d'eau (A), classe de végétation dense (B).

les deux combinaisons intégrant les indices des sols. La validation de cette classe par rapport à la réalité terrain montre des zones dépourvues du couvert végétal ou à végétation très éparse et des sols dominés particulièrement par des calcaires et des grès dans différentes zones de notre site d'étude. D'ailleurs, les figures 11A et 11B illustrent des sols dominés par des grès qui ne forment plus des roches cohérentes et dures, mais plutôt des sols avec des compositions relativement fines à certains endroits, ce qui contribue significativement à l'envasement du barrage.

À la lumière des résultats obtenus, nous constatons que la combinaison basée sur les indices de la couleur, de la

brillance et de la forme de la courbe des réflectances des sols, ainsi que celle intégrant l'intensité et la saturation caractérisant les couleurs des sols, ainsi que l'IF donnent des résultats similaires. Elles discriminent significativement les différents niveaux de dégradation des sols et permettent également un très bon pouvoir séparateur entre les différentes classes d'occupation des sols considérées. Nous constatons aussi que l'IF est un indice commun entre ces deux combinaisons. Nous pouvons donc conclure que les couleurs et les niveaux de brillances des sols, ainsi que la forme de leurs signatures spectrales caractérisant les propriétés de réflexion et d'absorption des éléments constitutifs



Figure 9. Classe des sols faiblement dégradés à pentes relativement fortes.



Figure 10. Classe des sols moyennement dégradés avec des pentes variables et une végétation moyennement dense.

de ces sols sont des paramètres déterminants pour la cartographie de la dégradation et de l'érosion des sols.

Conclusions

Cette recherche présente une analyse comparative sur les potentiels et les limites des indices spectraux pour caractériser la dégradation des sols dans un environnement

semi-aride et particulièrement autour du barrage Hassan-I dans le Haut Atlas marocain en exploitant les données du capteur ALI EO-1. L'image a été corrigée des anomalies radiométriques propres au capteur et des effets atmosphériques. Également, les distorsions géométriques et topographiques ont été rectifiées. La méthodologie porte sur la dérivation des indices basés sur la forme de la courbe des réflectances des sols (l'IF, l'IC et l'IB), des indices considérant principalement la couleur des sols (I, T et S), des

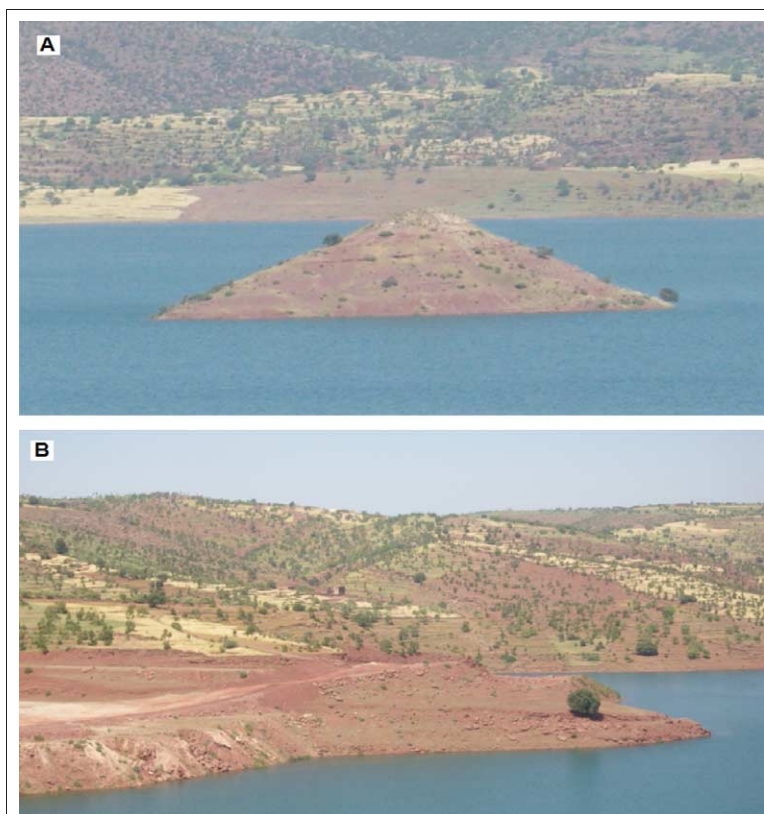


Figure 11. Classe des sols fortement dégradés avec une végétation très éparse ou absente.

indices de végétation (TDVI et NDVI) et, finalement, la dérivation des CP comme indicateurs de l'état des sols et leurs occupations en se basant sur la dé-corrélation statistique entre les bandes spectrales (CP-1, CP-2 et CP-3). Plusieurs combinaisons entre ces indicateurs ont été considérées afin de cartographier la dégradation des sols d'une façon simple et rapide, et elles ont été validées par rapport à la réalité terrain.

Dans une première étape, les résultats obtenus montrent que l'intégration des bandes du PIR et du SWIR améliore significativement le pouvoir discriminant des indices : IB, IC, IF, I, et S.

Par la suite, l'analyse de plus que 50 combinaisons de composés colorés dans le système RGB en considérant tous les indices (IF, IC, IB, I, S, NDVI, TDVI, CP-1, CP-2, CP-3) a permis de faire la mise au point sur trois combinaisons à cause de leurs potentiels caractérisant la dégradation des sols en milieu semi-aride. La première considère les indices IB(4-5-6), IC(3-6) et IF(3-6-10), la seconde associe l'I(6-8-9) et la S(7-8-9) calculées à l'aide d'une transformation cylindrique et l'IF(3-6-10), et la troisième combine les trois composantes principales. Néanmoins, lors de la validation des résultats, la carte dérivée par cette dernière combinaison montre une confusion entre les sols moyennement et fortement dégradés. Par contre, les deux premières combinaisons donnent des résultats presque similaires et permettent un très bon pouvoir séparateur entre les différents niveaux de dégradation des sols en particulier, et les différentes classes d'occupation des sols en général. Entre autres, nous constatons que l'IF est un paramètre commun entre ces deux combinaisons. Par conséquent, nous pouvons conclure que les différentes gammes de couleurs et de brillances des sols, ainsi que la forme de leurs signatures spectrales caractérisant les propriétés de réflexion et d'absorption des éléments constitutifs de ces sols, sont des paramètres déterminants pour la cartographie de la dégradation des sols dans un environnement semi-aride. Évidemment, la méthodologie proposée dans cette recherche peut être applicable à une très large échelle, notamment dans des environnements semi-aride et aride. Sa précision est étroitement liée à l'exactitude des opérations d'orthorectification, de corrections atmosphériques et d'étalement radiométrique propre au capteur. Incontestablement, la qualité de la spectroradiométrie de l'image est à la base de la capacité des indices spectraux pour une caractérisation précise et adéquate de la surface du sol.

Finalement, il est certain que la richesse spectrale du capteur ALI a permis la mise au point sur l'intérêt et l'importance de l'intégration des canaux du PIR et du SWIR dans les indices considérés dans cette étude. Toutefois, il est souhaitable d'analyser le pouvoir de la télédétection hyperspectrale dans ce domaine d'application du fait que cette nouvelle technologie consiste en une acquisition simultanée d'images en de nombreuses bandes spectrales étroites et contiguës. Dans ce type d'imagerie, chaque pixel est pourvu d'une signature spectrale détaillée entre 350 et 2500 nm,

permettant un examen beaucoup plus approfondi que ne pourraient le faire les données de télédétection multi-bandes.

Remerciements

Les auteurs remercient l'Agence universitaire de la Francophonie (AUF) pour le support financier du stage de monsieur Soufiane Maimouni, ainsi que le Département de géographie à l'Université d'Ottawa au Canada pour son accueil et son support pendant la durée du stage. Ils remercient également l'Organisation du traité de l'Atlantique Nord (OTAN-NATO) et l'AUF pour leur support financier pour l'acquisition des données et pour les travaux sur le terrain et la Faculté des sciences et techniques de Béni-Mellal pour le support logistique sur le terrain. Entre autres, ils remercient les évaluateurs anonymes pour leurs commentaires et suggestions pour l'amélioration du contenu scientifique de cette publication.

Bibliographie

- Agoumi, A., et Debbah, A. 2006. Ressources en eau et bassins versants du Maroc : 50 ans de développement (1955-2005). disponible à <http://www.rdh50.ma/fr/pdf/contributions/GT8-1.pdf> (2011).
- Ait Fora, A. 1995. Modélisation spatiale de l'érosion hydrique dans un bassin versant du Rif marocain : validation de l'approche géomatique par la sédimentologie, les traceurs radio-actifs et la susceptibilité magnétique des sédiments. Thèse de doctorat (Ph.D.), Département de géographie et télédétection, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada.
- Al-Rawashdeh, S., Saleh, B., et Hamzah, M. 2006. The use of remote sensing technology in geological investigation and mineral detection in El Azraq-Jordan. *Cybergeo : European Journal of Geography, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques*, p. 1–21.
- Bannari, A., Huete, A.R., Morin, D., et Bonn, F. 1995a. A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*, Vol. 13, p. 95–120. doi: 10.1080/02757259509532298.
- Bannari, A., Morin, D., Béné, G.B., et Bonn, J.F. 1995b. A theoretical review of different mathematical models of geometric corrections applied to remote sensing images. *Remote Sensing Reviews*, Vol. 13, p. 27–47. doi: 10.1080/02757259509532295.
- Bannari, A., Huete, A.R., Morin, D., et Zagolski, F. 1996. Effets de la couleur et de la brillance des sols sur les indices de végétation. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 17, n° 10, p. 1885–1906. doi: 10.1080/01431169608948745.
- Bannari, A., Gibson, J.R., et Morin, D. 1997. The necessity of exterior orientation parameters for the rigorous geometric correction of MEIS-II airborne digital image. *Remote Sensing Reviews*, Vol. 16, p. 135–156. doi: 10.1080/02757259709532349.
- Bannari, A., Teillet, P.M., et Richardson, G. 1999. Nécessité de l'étalement radiométrique et standardisation des données de télédétection. *Journal Canadien de Télédétection*, Vol. 25, n° 1, p. 45–59.
- Bannari, A., Haboudane, D., McNairn, H., et Bonn, F. 2000. Modified soil adjusted crop residue index (MSACRI): A new index for mapping crop residue. *IGARSS'2000, IEEE Geoscience and Remote Sensing Society*,

- The Role of Remote Sensing in Managing the Global Environment, 24–28 July, Honolulu, Hawaii, É.-U. Vol. VII, p. 2936–2938.
- Bannari, A., Asalhi, H., et Teillet, P.M. 2002. Transformed difference vegetation index (TDVI) for vegetation cover mapping. *International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Toronto, Ontario, Canada, p. 3053–3055.
- Bannari, A., Ozbakir, B.A., et Langlois, A. 2007. Spatial distribution mapping of vegetation cover in urban environment using TDVI for quality of life monitoring. *International Geosciences and Remote Sensing Symposium (IGARSS-2007)*, Barcelona, Espagne, p. 679–682.
- Bannari, A., El-Harti, A., Haboudane, D., Bachaoui, M., et El-Ghmari, A. 2008a. Intégration des variables spectrales et géomorphométriques dans un SIG pour la cartographie des zones exposées à l'érosion. *Revue Télédétection*, Vol. 7, n° 1–4, p. 393–404.
- Bannari, A., Guedon, A.M., El-Harti, A., Cherkaoui, F.Z., et El-Ghmari, A. 2008b. Characterization of slightly and moderately saline and sodic soils in irrigated agricultural land using simulated data of advanced land imaging (EO-1) sensor. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Vol. 39, n° 19–20, p. 2795–2811. doi: 10.1080/00103620802432717.
- Baumgardner, M.F., Sylva, L.F., Biehl, L.L., et Stoner, E.R. 1985. Reflectance properties of soil. *Advances in Agronomy*, Vol. 38, p. 1–44.
- Belghith, A. 2003. Les indicateurs radiométriques pour l'étude de la dynamique des écosystèmes arides (région de Zougrarta, Sud-Est tunisien). *Revue Sécheresse*, Vol. 14, n° 4, p. 267–274.
- Benchallal, A., Oukil, A., et Belhajd-Aissa, A. 2009. Identification et détection, par imagerie satellitaire, de la dégradation des sols par la salinité dans la cuvette de Ouargla, sud de l'Algérie. *Journées d'Animation Scientifique (JAS09) de l'AUF Alger Novembre*, Alger, p. 1–6.
- Burrough, P.A., et McDonnell, R.A. 2000. Principles of geographical information systems; Spatial information systems and geostatistics. Oxford University Press, Oxford.
- Caloz, R., et Collet, C. 2001. Précis de télédétection. Volume III : Traitements numériques d'images de télédétection. Presses Universitaires du Québec-Agence Universitaire de la Francophonie, Québec.
- Chen, C.M., Hepner G.F., et Forster, R.R. 2003. Fusion of hyperspectral and radar data using the IHS transformation to enhance urban surface features. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, Vol. 58, p. 19–30. doi: 10.1016/S0924-2716(03)00014-5.
- Chikhaoui, M., Bonn, F., Bokoye, A.L., et Merzouk, A. 2006. Comparaison des capteurs ASTER et ETM+ pour la cartographie la dégradation des sols à l'aide de l'indice LDI. *Journal Canadien de Télédétection*, Vol. 32, n° 2, p. 74–83.
- Chikhaoui, M., Bonn, F., Merzouk, A., Lacaze, B., et Mejjati, A.M. 2007. Cartographie de la dégradation des sols à l'aide des approches de Spectral Angle Mapper et des indices spectraux en utilisant des données ASTER. *Revue Télédétection*, Vol. 7, n° 1–4, p. 343–357.
- Dwivedi, R.S., Ravi Sankar, T., Venkataratnam, L., Karale, R.L., Gawande, S.P., Seshagiri Rao, K.V., Senchaudhary, S., Bhaumik, K.R., et Mukharjee, K.K. 1997. The inventory and monitoring of eroded lands using remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 18, n° 1, p. 107–119. doi: 10.1080/014311697219303.
- Escadafal, R. 1989. Caractérisation de la surface des sols arides par observations de terrain et par télédétection. Thèse de Doctorat d'État en pédologie, Université de Paris VI, Paris, France.
- Escadafal, R. 1993. Remote sensing of soil color: Principles and applications. *Remote Sensing Reviews*, Vol. 7, p. 261–279. doi: 10.1080/02757259309532181.
- Escadafal, R., et Bacha, S. 1996. Strategy for the dynamic study of desertification. *Dans Proceedings of the ISSS International Symposium Ouagadougou*, Burkina Faso, p. 19–34.
- Escadafal, R., et Huete, A.R. 1991. Étude des propriétés spectrales des sols arides appliquée à l'amélioration des indices de végétation obtenus par télédétection. *Comptes-rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, Paris, France, Série 312, p. 1385–1391.
- Escadafal, R., Girard, M.C., et Courault, D. 1989. Munsell soil color and reflectance in the visible spectral bands of Landsat MSS and MT data. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 27, p. 37–46.
- Escadafal, R., Belghit, A., et Ben-Moussa, A. 1994. Indices spectraux pour la télédétection de la dégradation des milieux naturels en Tunisie aride. *Sous la direction de G. Guyot. Dans Actes du 6^e Symposium international sur les mesures physiques et signatures en télédétection*, Val d'Isère, France, 17–24 janvier 1994, ISPRS-CNES. p. 253–259.
- Escadafal, R., Gouinaud, C., Mathieu, R., et Pouget, M. 1993. Le spectroradiomètre de terrain : un outil de la télédétection et de la pédologie. *Cahier-ORSTOM. Pédologie*, p. 15–29.
- Floras, S.A., et Sgouras, I.D. 1999. Use of geoinformation techniques in identifying and mapping areas of erosion in a hilly landscape of central Greece. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Vol. 1, p. 68–77. doi: 10.1016/S0303-2434(99)85030-2.
- Foley, J.D., Van-Dam, A., Feiner, S.K., et Hughes, J.F. 1990. Computer graphics: Principles and practice. 2^e éd. Addison-Wesley Publishing Company, Boston, Mass.
- Fontes, M.P.F., et Carvalho, I.A.J. 2005. Color attributes and mineralogical characteristics, evaluated by radiometry, of highly weathered tropical soils. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 69, p.1162–1172. doi: 10.2136/sssaj2003.0312.
- Ghram-Messedi, A., et Delaître, E. 2007. Les états de surface en zone aride à partir d'indices radiométriques et de classifications multitemporelles d'images Landsat TM prises sur la région de Menzel Habib (Tunisie méridionale). *Revue Sécheresse*, Vol. 18, n° 4, p. 305–313.
- Haboudane, D. 1999. Intégration des données spectrales et géomorphométriques pour la caractérisation de la dégradation des sols et l'identification des zones de susceptibilité à l'érosion hydrique. Thèse de doctorat (Ph.D), Département de géographie et télédétection, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada.
- Haboudane, D., Bonn, F., Royer, A., Sommer, S., et Mehl, W. 2002. Land degradation and erosion risk mapping by fusion of spectrally based information and digital geomorphometric attributes. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 18, p. 3795–3820. doi: 10.1080/01431160110104638.
- Helmer, E.H., Ruzycki, T.S., Wunderle J.M., Vogesser S., Ruefenacht, B., Kwit, C., Brandeis, T.J., et Ewer, D.N. 2010. Mapping tropical dry forest height, foliage height profiles and disturbance type and age with a time series of cloud-cleared Landsat and ALI image mosaics to characterize avian habitat. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 114, p. 2457–2473. doi: 10.1016/j.rse.2010.05.021.
- Hubbard, B.E., et Crowley, J.K. 2005. Mineral mapping on the Chilean–Bolivian Altiplano using co-orbital ALI, ASTER and Hyperion imagery: Data dimensionality issues and solutions. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 99, p. 173–186. doi: 10.1016/j.rse.2005.04.027.

- Irons, J.R., Weismiller, R.A., et Petersen, G.W. 1989. Soil reflectance. *Sous la direction de G. Asrar. Dans Theory and applications of optical remote sensing*. John Wiley & Sons, Inc., New York. p. 66–106.
- Jensen, J.R. 1986. *Introductory digital image processing. A remote sensing perspective*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Kaufman, Y.J. 1988. Atmospheric effects on spectral signature measurements and corrections. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 26, n° 4, p. 441–450. doi: 10.1109/36.3048.
- King, C., Baghdadi, N., Lecomte, V., et Cerdan, O. 2005. The application of remote-sensing data to monitoring and modelling of soil erosion. *Catena*, Vol. 62, n° 2–3, p. 79–93. doi: 10.1016/j.catena.2005.05.007.
- Koutsias, N., Karteris, M., et Chuvieco, E. 2000. The use of intensity-hue-saturation transformation of Landsat-5 thematic mapper data for burned land mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 66, n° 7, p. 829–839.
- Krishna-Bahadur, K.C. 2008. Mapping soil erosion susceptibility using remote sensing and GIS: a case of the Upper Nam Wa Watershed, Nan Province, Thailand. *Environment Geology*, Vol. 57, p. 695–705. doi: 10.1007/s00254-008-1348-3.
- Kruse, F.A., et Raines, G.L. 1984. A technique For enhancing digital colour images by contrast stretching in Munsell colour space. Proceedings of the International Symposium on Remote Sensing of Environment, 3rd Thematic Conference, Environmental Research Institute of Michigan, Colorado Springs, Colorado, É.U. p. 755–773.
- Kruse, F.A., Lefkoff, A.B., Boardman, J.W., Heidebrecht, K.B., Shapiro, P.J., et Goetz, A.F.H. 1993. The spectral image processing system (SIPS)-interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 44, p. 145–163. doi: 10.1016/0034-4257(93)90013-N.
- Laliberte, A.S., Rango, A., Herrick, J.E., Fredrickson, E.L., et Burkett, L. 2007. An object-based image analysis approach for determining fractional cover of senescent and green vegetation with digital plot photography. *Journal of Arid Environments*, Vol. 69, p. 1–14. doi: 10.1016/j.jaridenv.2006.08.016.
- Legros, J.P. 1996. *Cartographies des sols : De l'analyse spatiale à la gestion des territoires*. Collection Gérer l'environnement. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, Suisse.
- Levin, N., Ben-Dor, E., et Singer, A. 2005. A digital camera as a tool to measure color indices and related properties of sandy soils in semi-arid environments. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 26, n° 24, p. 5475–5492. doi: 10.1080/01431160500099444.
- Levin, N., Tsoar, H., Maia, L. P., Claudino-Sales, V., et Herrmann, H. 2007. Dune whitening and inter-dune freshwater ponds in NE Brazil. *Catena*, Vol. 70, p. 1–15. doi: 10.1016/j.catena.2006.06.006.
- Lobell, D.B., et Asner, G.P. 2003. Comparison of Earth Observing-1 ALI and Landsat ETM+ for crop identification and yield prediction in Mexico. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 41, n° 6, p. 1277–1282. doi: 10.1109/TGRS.2003.812909.
- Lundén, B., Wester, K., et Bax, G. 1991. Satellite image enhancement for rock type separation. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 4, p. 2047–2050.
- Madeira, J., Bédidi, A., Cervelle, B., Pouget, M., et Flay, N. 1997. Visible spectrometric indices of hematite (Hm) and goethite (Gt) content in Lateritic soils: the application of a thematic mapper image for soil-mapping in Brasilia, Brazil. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 18, p. 2835–2852. doi: 10.1080/014311697217369.
- Maksud-Kamal, A.S.M., et Midorikawa, S. 2004. GIS-based geomorphological mapping using remote sensing data and supplementary geoinformation. A case study of the Dhaka City area, Bangladesh. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Vol. 6, p. 111–125. doi: 10.1016/j.jag.2004.08.003.
- Manal, A.K. 2007. Spectral mixture analysis for monitoring and mapping desertification processes in semi-arid areas in North Kordofan State, Sudan. Doctorate thesis, Dresden Technic University of Forest, Geo and Hydro Sciences, Institute of Photogrammetry and Remote Sensing, Allemagne.
- Mathieu, R., et Pouget, M. 1998. Relationships between satellite-based radiometric indices simulated using laboratory reflectance data and typical soil colour of an arid environment. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 66, p. 17–28. doi: 10.1016/S0034-4257(98)00030-3.
- Mattikalli, N.M. 1997. Soil colour modelling for the visible and near infrared bands of Landsat sensors using laboratory spectral measurements. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 59, p. 14–28. doi: 10.1016/S0034-4257(96)00075-2.
- Merzouki, T. 1992. Diagnostic de l'envasement des grands barrages marocains. *La Revue Marocaine du Génie Civil*, Vol. 38, p. 46–50.
- Moukhchane, M. 1999. Contribution à l'étude de l'érosion hydrique dans le Rif occidental. Applications des méthodes expérimentales du ¹³⁷Cs et de la susceptibilité magnétique des bassins versants Nakhla, El-Hachef et Smir. Thèse de Doctorat d'Etat, Université A. Essaadi, Tétouan, Maroc.
- Monbaron, M., Russell, D.A., et Taquet, P. 1999. Atlasarus Imelakei n.g., n.sp. a Brachiosaurid-like sauropod from the Middle Jurassic of Morocco. *Sciences de la terre et des planètes. Comptes-rendus de l'Académie des Sciences, Paris*, Vol. 329, p. 519–526.
- Mougenot, B. 1990. Caractéristiques spectrales des surfaces salées à chlorures et sulfates (Sénégal). 2^e journée de télédétection : Caractérisation des milieux terrestres en régions arides et tropicales. Colloques et séminaires. ORSTOM, Bondy, p. 49–70.
- Mougenot, B., et Cailleu, D. 1995. Identification par télédétection des sols dégradés d'un domaine sahélien au Niger. Actes du Symposium International AISS (groupe de travail RS et DM), Ouagadougou, Burkina Faso, 6 au 10 février, p. 169–179.
- NASA. 2006 Earth Observing 1 (EO-1) user's guide. Disponible à <http://eo1.usgs.gov/userGuide/index.html> (2010).
- Ouerchefani, D., Taamallah, H., et Belghith, A. 2008. Apport de la classification spectrale des compositions colorées des indices pour la cartographie des sols salins dans un milieu aride du Sud tunisien. *Journal Canadien de Télédétection*, Vol. 34, n° 5, p. 438–446.
- Ozbakir, B.A. 2006. A new model for the quality of urban places: Integration of objective and subjective indicators using information technologies. Ph.D. thesis, Department of Geography, University of Ottawa, Ottawa, Ontario, Canada.
- Parenteau, M.P., Bannari, A., El-Harti, A., Bachaoui, M., et EL-Ghmari, A. 2003. Characterization of the state of soil degradation by erosion using the hue and coloration indices. International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS'2003), Toulouse, France, 21 au 25 juillet 2003, Vol. 4, p. 2284–2286.
- PCI Geomatics, 2000. *Using PCI Software*. Richmond Hill, Ontario, Canada.

- Pohl, C., et Van Genderen, J.L. 1998. Multisensor image fusion in remote sensing: Concepts, methods and applications (Review article). *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 19, n° 5, p. 823–854. doi: 10.1080/014311698215748.
- Post, D.F., Horvath, E.H., Lucas, W.M., White, S.A., Ehasz, M.J., et Batchily, A.K. 1994. Relation between soil color and landsat reflectance on semiarid rangelands. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 58, n° 6, p. 1809–1816. doi: 10.2136/sssaj1994.03615995005800060033x.
- Pu, R., Yu, Q., Gong, P., et Biging, G.S. 2005. EO-1 Hyperion, ALI, and Landsat ETM+ data comparison for estimating forest crown closure and leaf area index. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 26, p. 457–474. doi: 10.1080/01431160512331299324.
- Radeloff, V., Hill, J., et Mehl, W. 1997. Forest mapping from space: Enhanced satellite data processing by spectral mixture analysis and topographic corrections. Space Applications Institute, Environmental Mapping and Modeling Unit, European Commission, Ispra, Italie.
- Rajaonarison, M.A., Rajaonarison Raharison, L.J., et Kassim, I.A. 2004. Apport de la télédétection pour l'évaluation des risques d'érosion hydrique des sols dans le bassin versant de la rivière de menaloha (région est du lac Alaotra, Madagascar). Communication X^{èmes} Journées scientifiques du Réseau Télédétection de l'AUF, « Géorisque et Télédétection/Les eaux dans un bassin versant », 24 au 29 mai 2004, Ottawa, Canada.
- Rahman, M.D.R., Shi, Z.H., et Chongfa, C. 2009. Soil erosion hazard evaluation-An integrated use of remote sensing, GIS and statistical approaches with biophysical parameters towards management strategies. *Ecological Modelling*, Vol. 220, p. 1724–1734. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2009.04.0040.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., et Porter, J.P. 1991. RUSLE, revised universal soil loss equation. *Journal of Soils and Water Conservation*, Vol. 46, p. 30–33.
- Richards, J.A. 1999. Remote sensing digital image analysis: An introduction. Springer-Verlag, Berlin, Allemagne.
- Rondeaux, G., Steven, M., et Tschardtke, T. 1996. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 55, n° 2, p. 95–107. doi: 10.1016/0034-4257(95)00186-7.
- Rouse, J.W., Haas, R.W., Schll, J.A., Deering, D.W., et Harlan, J.C. 1974. Monitoring the vernal advancement and retrograde adation (green wave effect) of natural vegetation. Greenbelt, Maryland, É.U.
- Schetselar, E.M. 2001. On preserving spectral balance in image fusion and its advantages for geological image interpretation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 67, n° 8, p. 925–934.
- Schowengerdt, R. 1997. Remote sensing, models and methods for image processing. 2^e éd. Academic Press, Toronto, Ontario, Canada.
- Small, C. 2003. High spatial resolution spectral mixture analysis of urban reflectance. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 88, p. 170–186. doi: 10.1016/j.rse.2003.04.008.
- Smith, M.O., Adams, J.B., et Sabol, D.E. 1994. Mapping sparse vegetation canopies. *Sous la direction de J. Hill et J. Megier. Dans Imaging spectrometry: A tool for environmental observations*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 221–235.
- Soe, M., Won-In, K., Takashima, I., et Charusiri, P. 2008. Lateritic soil mapping of the Phrae Basin, Northern Thailand using satellite data. *ScienceAsia*, Vol. 34, n° 3, p. 306–316. doi: 10.2306/scienceasia1513-1874.2008.34.307.
- Solberg, R. 1992. Monitoring soil erosion in agricultural fields by ERS-1 SAR. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 5, p. 1356–1359.
- Tahri, M., Merzouk, A., Lamb, H. F. et Maxted, R.W. 1993. Étude de l'érosion hydrique dans le plateau d'Imilchil dans le Haut-Atlas central-Utilisation d'un SIG. *Géo Observateur, Rabat, Maroc*, Vol. 3, p. 51–60.
- Tahiri, D. 1994. Précision et fidélité des modèles numériques de terrain. *Bulletin de la Société belge de photogrammétrie-télédétection et cartographie*, Vol. 195–196, p. 25–40.
- Tanré, D. 1982. Interaction rayonnement-aérosols : applications à la télédétection et au calcul du bilan radiatif. Thèse de doctorat d'État, Université des sciences et techniques de Lille, Lille, France.
- Tillett, P.M. 1994. Vegetation index monitoring: radiometric considerations. *Remote Sensing in Canada*, Vol. 22, n° 1, p. 8–9.
- Tillett, P.M., et Santer, R.P. 1991. Terrain elevation and sensor altitude dependence in semi-analytical atmospheric code. *Canadian Journal of Remote Sensing*, Vol. 17, n° 1, p. 36–44.
- Ungar, S.G. 2001. Overview of EO-1: The first 120 days. Proceedings of IGARSS Sydney, Australia: IGARSS, Vol. 1, p. 43–45.
- Velmurugan, A., et Guillen, G.C. 2009. Soil resource assessment and mapping using remote sensing and GIS. *Journal Indian Society of Remote Sensing*, Vol. 37, p. 511–525. doi: 10.1007/s12524-009-0045-3.
- Wischmeier, W.H., et Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses-A guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Washington D.C., Agriculture Handbook, 537.
- Yésou, H., Besnus, Y., et Rolet, J. 1993. Extraction of spectral information from Landsat TM data and merger with SPOT panchromatic imagery—a contribution to the study of geological structures. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol. 48, n° 5, p. 23–36. doi: 10.1016/0924-2716(93)90069-Y.
- Zhuo, L., Liu, Y., Wu, J., et Wang, J. 2008. Quantitative mapping of soil organic material using field spectrometer and hyperspectral remote sensing. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Beijing, Chine, Vol. 37, p. 901–906.

INDICES SPECTRAUX ET “SPECTRAL ANGLE MAPPER” POUR LA CARTOGRAPHIE DES RISQUES D’ÉROSION HYDRIQUE À PARTIR DES DONNÉES ALI EO-1

Soufiane MAIMOUNI ¹⁻², Abderrazak BANNARI ², Abderrazak EL-HARTI ¹ et Abderrahman EL-GHMARI ¹

1. Equipe de Télédétection et des SIG appliqués aux Géosciences et à l’Environnement, B.P. 523, 23000, Faculté des Sciences et Techniques, Béni-Mellal, Maroc, Courriel: elharti@fstbm.ac.ma

2. Laboratoire de Télédétection et de Géomatique de l’Environnement, Département de Géographie, Université d’Ottawa, 60 rue de l’Université, Ottawa (Ontario), Canada K1N 6N5, Courriel: abannari@uottawa.ca

Soumis le 17 mars 2011; accepté le 19 octobre 2011 - © Revue Télédétection, 2012, vol. 10, n° 4, p. 213-223

Résumé

En milieux semi-arides la dégradation des sols par l'érosion hydrique est un phénomène sans cesse croissant. Elle réduit le potentiel de production des terres agricoles et présente un impact sur l'envasement des barrages. Dans ces milieux la surveillance de l'état de dégradation des sols par télédétection est particulièrement adaptée à cause de la faible densité du couvert végétal. Ce travail présente une comparaison entre deux approches de traitement d'images satellitaires tout en évaluant leurs potentiels pour la cartographie des risques d'érosion hydrique autour du barrage Hassan-I dans le Haut Atlas marocain. L'image utilisée est celle acquise par le capteur ALI (Advanced Land Imager). La première approche utilisée est basée sur l'affichage en composés colorés des images d'intensité (6-8-9), de saturation (7-8-9) et d'indice de forme (3-6-10). Quant à la seconde approche, elle est basée sur la méthode du Spectral Angle Mapper (SAM). La validation des résultats obtenus par rapport à la vérité terrain montre que les deux approches donnent des résultats similaires et significatifs en termes de cartographie des risques d'érosion hydrique. Toutefois, la première approche se distingue par sa simplicité et sa rapidité d'exploitation. Par contre, la performance de l'approche du SAM est étroitement liée aux signatures spectrales prototypes ce qui rend la méthode relativement longue.

Mots clés : Risques d'érosion hydrique, Télédétection, Capteur ALI EO-1, Indices spectraux, SAM, Haut Atlas Marocain.

SPECTRAL INDICES AND SPECTRAL ANGLE MAPPER FOR WATER EROSION RISKS MAPPING FROM ALI EO-1 DATA

Abstract

In semi-arid regions the soil degradation by water erosion is a growing phenomenon. It reduces the production potential of agricultural land and causes silting-up of dams. In these regions, the state surveillance of soil degradation using remote sensing is particularly suitable because the low density of vegetation cover. The aim of this study is to evaluate and compare two approaches of satellite image processing for water erosion risks mapping in High Atlas Mountains of Morocco around the Hassan-I dam. The used image in this study was acquired by ALI (Advanced Land Imager) sensor on the EO-1 (Earth Observing-1) satellite platform. The first approach is based on the display in colour composite of intensity (6-8-9), of saturation (7-8-9) and of shape index (3-6-10) images. As for the second approach, it's based on Spectral Angle Mapper (SAM) method. The validation of obtained results with the ground truth shows that both approaches give similar and significant results for water erosion risks mapping. However, the first approach is characterized by its simplicity and execution rapidity. Nevertheless, the SAM performance is closely tied to Spectral signatures of pure pixels which makes the method relatively long.

Keywords: Water erosion risks, Remote sensing, ALI EO-1 sensor, Spectral indices, SAM, High Atlas Mountains of Morocco.

1. INTRODUCTION

Le bassin Méditerranéen est une zone de transition entre les systèmes climatiques humides du nord et les systèmes secs et chauds du sud (Hill *et al.*, 1994). Comme une région de rencontre de ces différents courants climatiques, le Maroc pays au nord-ouest de l'Afrique vit depuis les 30 dernières années l'épisode la plus sec de son histoire contemporaine. Dans la plus part de ces régions, l'action conjointe des variations climatiques (températures élevées et déficit hydrique) et des activités humaines dégrade le couvert végétal en engendrant des sols vulnérables aux risques d'érosion hydrique (Bannari *et al.*, 2007; Hammi *et al.*, 2007). Cette dernière se définit comme étant le détachement, le transport et le dépôt des particules du sol sous l'action, en général combinée, de la pluie et du ruissellement (Lal, 2001). Les sols les plus exposés à l'érosion hydrique sont les horizons de surface ayant une texture fine, une structure faible et relativement pauvres en matière organique (Bou kheir, 2001; Vrieling, 2006). Ce phénomène d'érosion hydrique a des impacts socio-économiques négatifs à l'échelle locale, régionale, nationale et internationale. Il réduit le potentiel de production des terres agricoles et l'optimisation des ressources naturelles en générales. En outre, il présente un impact majeur sur la pollution diffuse dans les cours d'eau, sur l'envasement des barrages et sur les infrastructures hydrauliques (MAEF, 2001). Face à cette situation, des outils ont été développés permettant l'identification et l'analyse des processus de dégradation des sols afin de promouvoir un développement durable.

Les modèles hydrologiques couplés aux modèles d'érosion ont été les plus populaires pour la spatialisation des processus d'érosion. En effet, l'équation universelle des pertes des sols (*USLE*) de Wischmeier et Smith (1978), et l'équation universelle révisée des pertes des sols (*RUSLE*) de Renard *et al.* (1991) ont été utilisées pour quantifier la dégradation et l'érosion des sols dans différentes régions du monde. Dans la littérature, d'autres approches utilisent les traceurs radioactifs et la susceptibilité magnétique pour la caractérisation et la spatialisation de l'érosion des sols (Moukhchane, 1999; Mabit *et al.*, 2007). Toutefois, malgré la précision de ces méthodes elles nécessitent plus de logistique, de temps et de coûts. Par rapport à ces méthodes expérimentales classiques, la synergie entre la télédétection et les Systèmes d'Informations Géographiques (*SIG*) a montré des avantages importants pour caractériser la dégradation des sols sur des grands territoires avec des coûts raisonnables et en assurant une bonne précision (Bonn, 1998; Haboudane *et al.*, 2002; Bou Kheir *et al.*, 2006; Bannari *et al.*, 2007; Krishna-Bahadur, 2008; Rahman *et al.*, 2009; Chikhaoui *et al.*, 2010). Dans les régions arides à semi-arides, la surveillance de l'état de dégradation des sols par télédétection est particulièrement adaptée du fait que les surfaces exposées directement au champ d'observation du capteur sont facilement détectables en influençant de façon significative le signal satellitaire à cause des variations de leurs couleurs et de leurs brillances. Ces variables sont des expressions synthétiques de la composition physico-chimiques des sols, de leurs structures et de leurs textures à un moment donné (Post *et al.*, 1994). Elles sont intimement liées aux variations de leurs propriétés spectrales qui sont fortement corrélées aux états de dégradation des sols (Escadafal, 1989). En exploitant la corrélation entre la signature spectrale de la surface et son état de dégradation, les indices spectraux et les différentes méthodes basées sur la similarité spectrale sont largement utilisés pour la caractérisation de l'état de dégradation des sols (Escadafal *et al.*, 1994; Hill *et al.*, 1994; Escadafal et Bacha, 1996; Mathieu *et al.*, 1998; Margate et Shrestha, 2001; Haboudane *et al.*, 2002; Chikhaoui *et al.*, 2007; Zhuo *et al.*, 2008; Maimouni *et al.*, 2011).

L'objet de cette recherche est d'une part le test de l'apport de la richesse spectrale du capteur ALI dans la cartographie des zones exposées à l'érosion hydrique dans un environnement semi aride, et d'autre part la comparaison entre les méthodes du *Spectral Angle Mapper (SAM)* et des indices spectraux tout en évaluant le potentiel de ces deux approches pour la cartographie des risques d'érosion hydrique. Pour la méthode du SAM, nous avons exploités des signatures spectrales prototypes, dites "endmembers", extraites de l'image par la méthode des PPI (*Pixel Purity Index*). Quant aux indices spectraux, nous avons utilisé l'intensité (*I*), la saturation (*S*) et l'indice de forme (*IF*). Les résultats obtenus ont été comparés et validés par rapport à la réalité terrain.

2. MÉTHODOLOGIE

La démarche méthodologique suivie dans le cadre de cette recherche est illustrée par la Figure 1.

2.1. Site d'étude

Le site d'étude est situé dans le Haut Atlas marocain à 30 km au sud-ouest de la ville d'Azilal (Figure 2). Il couvre une superficie de 70 km² limité par les coordonnées géographiques: 31°45'N - 31°50'N et 6°45'O - 6°51'O. Les altitudes varient entre 720 et 1980 m, le terrain épouse la forme d'une dépression sensiblement allongée en direction est-ouest, qui correspond au synclinal de Guettioua. Le cœur de ce dernier est occupé par la formation géologique composée de sédiments grésopellitiques rouges du Jurassique supérieur (Monbaron *et al.*, 1999). Le synclinal est entouré par des anticlinaux où affleurent les terrains calcaires du Jurassique inférieur. Les crêtes qui limitent ce synclinal peuvent atteindre une altitude supérieure à 1900 m. Les pentes sont relativement plus fortes au sud qu'au nord du barrage. Ce dernier est situé au centre du site d'étude et il est construit sur la formation grésopélitique rouge. La zone d'étude est caractérisé par un climat semi-aride avec des températures annuelles moyennes de 20,5 °C et maximales de 45 °C, et une pluviométrie annuelle moyenne de 300 mm (Agoumi et Debbarh, 2006). Les précipitations surviennent rarement

mais avec une forte intensité et durant une courte période de temps, notamment entre les mois de décembre et mars, ce qui accélère le phénomène des pertes des sols dans cette région ayant un couvert végétal faible et dispersé. Ce dernier est principalement composé de chênes verts, de genévrier, de thuya de barbarie, d'oliviers, de lauriers, d'euphorbes, de cactus et de palmiers nains.

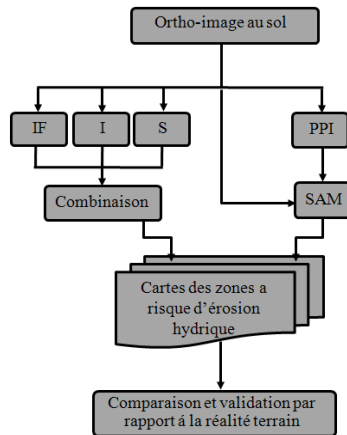


Figure 1 : Organigramme de la méthodologie.
Methodological organigram.

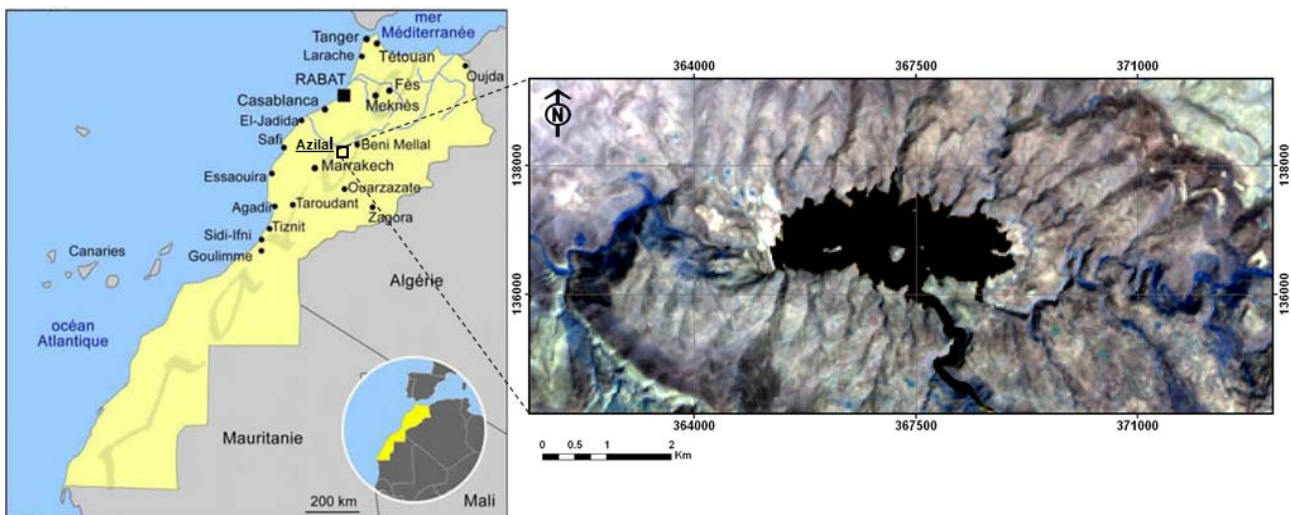


Figure 2 : Localisation du site d'étude.
Location of study area.

2.2. Données images

L'image utilisée dans cette recherche a été acquise le 1^{er} octobre 2007 par le capteur ALI qui est le premier instrument d'observation de la terre lancé dans le cadre du programme "New Millennium Program" de la NASA, à bord du satellite EOS-1 (NASA, 2006). Ce capteur forme le point de départ d'une nouvelle technologie pour améliorer la série des capteurs TM et ETM+, et assurer la continuité des données de la série Landsat. Il emploie une nouvelle optique grande angulaire et il assure l'acquisition des données en modes panchromatique et multispectral. Il fonctionne en mode peigne (*pushbroom*), assurant une géométrie d'acquisition plus stable que celle basée sur le balayage transversal des capteurs MSS, TM et ETM+ (Ungar, 2001). Placé sur une orbite à 705 km, il permet une acquisition des images avec une taille nominale de 37 par 42 km. La résolution spatiale des 9 bandes multispectrales est identique à celle du capteur ETM+ de Landsat, soit 30 m. Par contre, sa résolution spatiale en mode panchromatique est meilleure que celle du capteur ETM+ (10 m versus 15 m). Parmi les 9 bandes du capteur ALI, 5 bandes opèrent dans des régions spectrales similaires à celles des bandes du capteur ETM+ (1, 2, 3, 5 et 7). La bande 4 du domaine proche infrarouge (*PIR*) de ETM+ est divisée en deux bandes couvrant les longueurs d'ondes entre 0,775-0,805 μm et 0,845-0,890 μm . Entre autres, il possède deux bandes additionnelles; les bandes 2 et 8 couvrant, respectivement, les longueurs d'ondes 0,433-0,453 μm (visible) et 1,20-1,30 μm (moyen infrarouge). Cette richesse spectrale notamment dans le moyen infrarouge a été exploitée dans plusieurs applications cartographiques, telles que la géologie, la pédologie, la salinité des terres agricoles et la foresterie (Hubbard et Crowley, 2005; Pu *et al.*, 2005; Bannari *et al.*, 2008; Helmer *et al.*, 2010). L'image utilisée dans ce travail

est une ortho-image au sol issue de l'étalonnage radiométrique, des corrections atmosphériques, des corrections géométriques et de l'orthorectification de l'image brute (Maimouni *et al.*, 2011).

2.3. Indices Spectraux

Différents indices spectraux ont été développés pour caractériser les états de dégradation des sols. Dans ce sens, plusieurs travaux ont montré l'intérêt d'utiliser les indices spectraux basés sur la courbe de réflectances des sols, tels que l'indice de forme (*IF*) (Escadafal *et al.*, 1994), l'indice de coloration (*IC*) (Escadafal *et al.*, 1994) et l'indice de brillance (*IB*) (Escadafal et Bacha, 1996; Mathieu *et al.*, 1998). Ces indices sont largement utilisés pour caractériser l'état de surface des sols dans les régions arides et semi-arides en Tunisie, au Chili, en Espagne, au Maroc, etc. (Mougenot et Cailleau, 1995; Haboudane *et al.*, 2002; Belghith, 2003; Bannari *et al.*, 2007; Chikhaoui *et al.*, 2007). Le développement et la conceptualisation de ces indices ont été basés sur les bandes du visible et du PIR. Toutefois, certains travaux ont démontré l'intérêt de l'intégration des bandes du proche infrarouge afin d'améliorer leurs capacités de détection de la dégradation des sols (Haboudane *et al.*, 2002; Bannari *et al.*, 2007; Maimouni *et al.*, 2011).

En plus de ces trois indicateurs (*IC*, *IF* et *IB*), les sols peuvent être aussi caractérisés par l'intensité (*I*), la teinte (*T*) et la saturation (*S*) de leurs couleurs (Escadafal *et al.*, 1993). Ces trois indices sont dérivés de la transformation des trois bandes du visible en trois images représentant l'*I*, la *T* et la *S*, qui correspondent, respectivement, à la description totale de la brillance de la couleur, de la dominance spectrale de la couleur et de la pureté de la couleur (Yésou *et al.*, 1993). Ces indices ont montré un intérêt important dans la caractérisation des états de surfaces, en cartographie géologique et géomorphologique (Maksud-Kamal et Midorikawa, 2003; Fontes et Carvalho, 2005; Laliberte *et al.*, 2007). Dans la littérature, trois transformations ont été utilisées pour calculer ces indices, à savoir: la transformation hexagonale (Foley *et al.*, 1990), double hexagonale (Chen *et al.*, 2003) et cylindrique (Kruse et Raines, 1984).

En considérant tous les indices discutés ci-dessus (*IF*, *IC*, *IB*, *I*, *T*, *S*), Maimouni *et al.* (2011) ont analysé leurs potentiels et leurs limites pour cartographier la dégradation des sols dans le Haut Atlas marocain en exploitant les données ALI EOS-1. L'analyse de plus de 50 combinaisons en composés colorés dans le système RGB de ces indices a montré que la combinaison de l'intensité [*I* (6-8-9): dérivée des bandes 6, 8 et 9 du capteur ALI] et de la saturation [*S* (7-8-9): dérivée des bandes 7, 8 et 9] calculées à l'aide d'une transformation cylindrique et de l'indice de forme [*IF* (3-6-10) : dérivée des bandes 3, 6 et 10] permet une meilleure qualification de l'état de dégradation des sols.

2.4. Spectral Angle Mapper

La méthode du SAM est une approche de classification supervisée développée par Kruse *et al.*, (1993). Elle considère toutes les bandes spectrales de l'image dans un espace spectral à "N dimensions" et nécessite des données images étalonnées et standardisées radiométriquement et atmosphériquement (Cròsta *et al.*, 1998; Girouard *et al.*, 2004). Elle est basée sur un concept physique qui mesure la similarité angulaire entre le spectre de chaque pixel de l'image et les spectres de références, dits spectres prototypes ou "endmembers". Ces derniers peuvent être mesurés directement sur le terrain en utilisant un spectroradiomètre, comme ils peuvent être extraits de l'image (Boardman et Kruse, 1994; Plaza et Chang, 2005; Hsueh et Chang, 2008). La comparaison entre ces deux spectres, de l'image et de référence, dans un espace spectral multidimensionnel permet de mesurer l'écart angulaire (l'angle α en radian comme illustré par la Figure 3) entre eux à l'aide de l'équation 1 (Kruse *et al.*, 1993). L'attribution d'un pixel de l'image à une classe donnée se base sur la valeur de cet angle " α " qui mesure la ressemblance ou de différence entre le vecteur du spectre de référence et son homologue de l'image. Ainsi, le pixel sera affecté à la classe spectrale avec laquelle il a le plus de similarité, autrement dit plus l'angle " α " est petit plus la similarité entre le spectre du pixel évalué et la référence est grande. Toutefois, cette mesure est insensible aux variations de l'éclairement solaire ce qui n'affecte pas l'angle de similarité et elle est relativement moins sensible aux variations topographiques (Kruse *et al.*, 1993; Cròsta *et al.*, 1998). La précision de cette méthode dépend étroitement du choix et de la sélection des "endmembers". Bien entendu, un mauvais choix de ces derniers peut engendrer des fortes confusions et un grand nombre de pixels non classés.

$$\alpha = \arccos \left(\frac{\vec{t} \cdot \vec{r}}{\|\vec{t}\| \cdot \|\vec{r}\|} \right) \quad (1)$$

Où

\vec{r} : Vecteur du spectre de référence (prototype);

\vec{t} : Vecteur du spectre de l'image.

Par comparaison aux méthodes de classifications conventionnelles orientées pixels, la méthode du SAM a donné des résultats intéressants dans divers applications, telles que l'étude de la dégradation des sols, la cartographie des espèces forestières et la cartographie géologique (Margate et Shrestha, 2001; Zeng *et al.*, 2003; Girouard *et al.*, 2004; Qing *et*

al., 2005; Chikhaoui *et al.*, 2007; Nangendo *et al.*, 2007; Bahri *et al.*, 2007). Évidemment, notre choix de cette approche est motivé par les bons résultats qu'elle a assurés dans différentes applications.

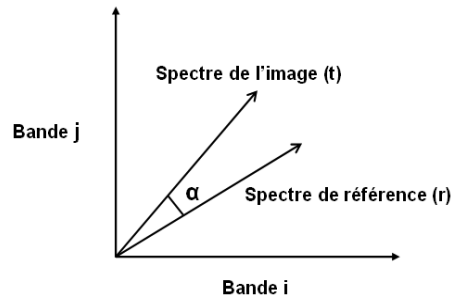


Figure 3: Angle spectral (en radian) entre le spectre de référence et le spectre de l'image, dans un espace bidimensionnel (Kruse *et al.*, 1993).

Spectral angle between reference spectrum and image spectrum in a bidimensional space (Kruse et al., 1993).

Pour évaluer la précision de notre classification, nous avons utilisé le coefficient Kappa (Cohen, 1960). C'est l'approche la plus utilisée (Bannari *et al.*, 1998; Richards, 1999; El Harti, 2005) et elle est basée sur le calcul du coefficient Kappa par la formule suivante:

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})} \quad (2)$$

Où

r : nombre de lignes de la matrice de confusion;

x_{ii} : nombre d'observations dans la ligne i et la colonne i ;

x_{i+} et x_{+i} : total marginal de la ligne i et de la colonne i , respectivement;

N : nombre total d'observations.

Les signatures spectrales prototypes représentant les sols à différents niveaux de dégradation et les couverts végétaux ont été extraits de l'image en utilisant l'algorithme de détection des PPI (Boardman *et al.*, 1995) implémenté dans le logiciel de traitement des images satellites ENVI (ENVI, 2005). Bien entendu, l'extraction des PPI exige le calcul de composantes dites de MNF (*Minimum Noise Fraction*) à partir d'une procédure similaire à l'ACP (Green *et al.*, 1988). Cette transformation consiste à minimiser le bruit en comprimant l'information dans un nombre fini de composantes de MNF (Green *et al.*, 1988; Boardman et Kruse, 1994). Ceci nous a permis de choisir les cinq premières composantes MNF où le rapport signal bruit est important. Dans ce nouvel espace à "5-dimensions", les PPI ont permis de sélectionner les "endmembers" correspondants à nos classes. La sélection des "endmembers" est faite à la base de notre connaissance de terrain à travers des missions de terrain où cinq classes d'occupation du sol et d'états de dégradation ont été identifiées en utilisant un Système de Positionnement Global (GPS) à ± 5 m de précision. Ces classes correspondent à (Figure 4) :

- Végétation éparsse correspond à la végétation herbacée et aux cultures (photo A);
- Végétation relativement dense correspond aux espèces forestières (chênes verts, genévriers et thuya de barbarie), (photo B);
- Sols faiblement dégradés de nature argilo-gréseux et développés sur un terrain relativement accidenté où le couvert végétal est préservé et formé d'espèce forestière. Ces zones sont caractérisées par l'absence d'habitation de population riveraine et de pratique agricoles (photo C);
- Sols moyennement dégradés de nature argilo-gréseux et développés sur un terrain moyennement accidenté. Le couvert végétal est moyennement dégradé et formé d'espèce forestière. Ces zones sont caractérisées par l'absence d'habitation de population riveraine et de pratiques agricoles (photo D);
- Sols fortement dégradés de nature grès et calcaire développés sur un terrain peu à moyennement accidenté. Le couvert végétal est très dégradé. Ces zones sont caractérisées par la présence d'habitation de population riveraine et de pratiques agricoles (photo E et F).

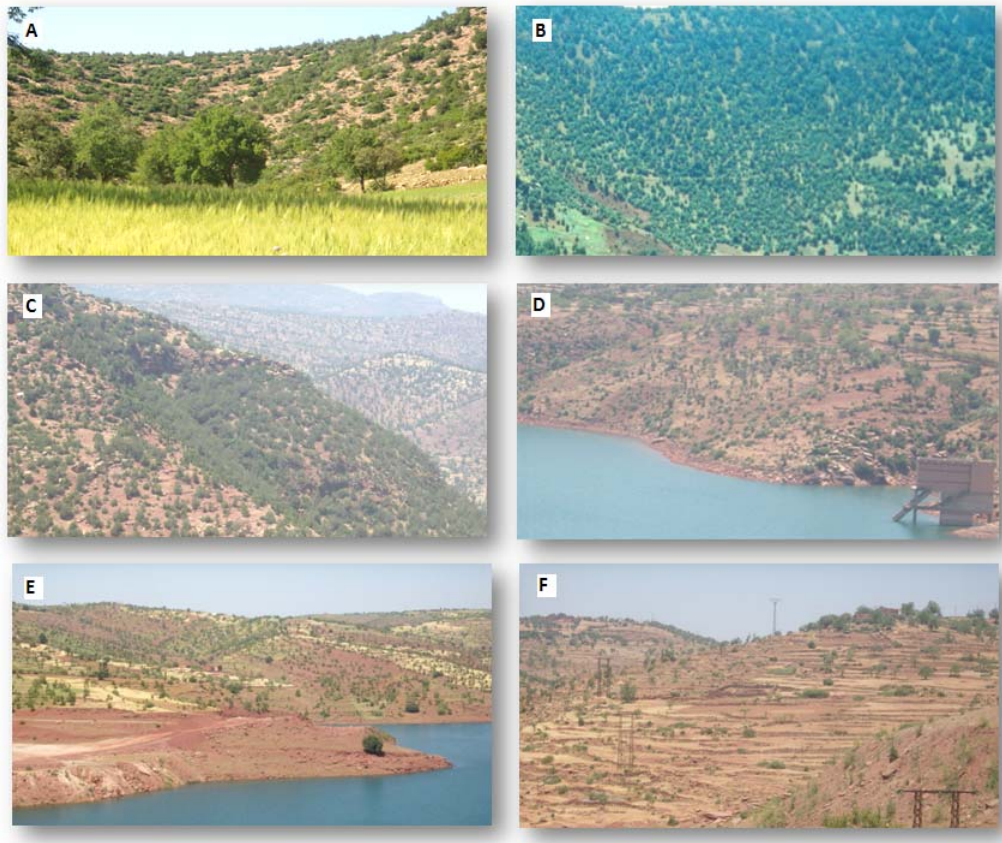


Figure 4: végétation épaisse (A), végétation relativement dense (B), sols faiblement dégradés (C), sols moyennement dégradés (D) et sols fortement dégradés (E, F).
Sparse vegetation (A), relatively dense vegetation (B), slightly degraded soils (C), moderately degraded soils (D) and highly degraded soils (E, F).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

La première approche qui considère la combinaison de l'I(6-8-9), de la S(7-8-9) et de l'IF(3-6-10) a permis de dériver une carte de l'état de dégradation des sols de façon simple et rapide représenté par la Figure 5 en 2D et en 3D avec quatre fois l'exagération de la verticale. Elle met en évidence cinq différentes classes thématiques, soient : eau, végétation, sols faiblement dégradés, sols moyennement dégradés et sols fortement dégradés. L'eau est représenté en bleu, la végétation en vert clair, le sol faiblement dégradé en vert foncé, le sol moyennement dégradé en mauve, le sol fortement dégradé en rouge, en orange et en magenta.

Pour la méthode du SAM nous avons extraits les signatures prototypes représentant trois classes de dégradation des sols (sols faiblement dégradés, sols moyennement dégradés et sols fortement dégradés) et deux classes de végétation (épaisse et dense). Quant à la classe d'eau, puisqu'elle se discrimine facilement et nettement des autres classes, elle n'était pas intégrée avec les signatures prototypes mais seulement masquée.

Les signatures prototypes des sols à fortes dégradation sont présentées sur la Figure 6 par les courbes de couleur rouge (sol-1, sol-2, sol-3 et sol-4). Ils sont de nature lithologique composée de grès et de calcaire. Leurs fortes valeurs de réflectances s'expliquent par leur faible teneur en éléments constitutifs des sols développés (matière organique, minéraux argileux et oxydes de fer), et aussi par la présence des calcaires qui augmente la clarté et la brillance de ces sols. Les sols moyennement dégradés sont présentés par les signatures spectrales de couleur bleu (sol-5, sol-6, sol-7, sol-8, sol-9 et sol-10) et qui se caractérisent par des valeurs intermédiaires de réflectances. Ces sols sont généralement de nature grès avec un faible contenu en éléments constitutifs des sols développés. Quant aux sols faiblement dégradés, ils sont présentés par les signatures spectrales de couleur jaune (sol-11, sol-12, sol-13, sol-14 et sol-15) dont les niveaux de réflectances sont relativement faibles. Ces sols sont de nature argileuse relativement riche en matière organique et en oxydes de fer. Les courbes de réflectances de ces sols sont bien distinctes par rapport à celles des autres sols présentant des dégradations fortes et moyennes, notamment dans les domaines du PIR et du moyen infrarouge. Cette variation des réflectances des sols en fonction de leurs états dégradations est similaire avec celle décrite dans les travaux de Baumgardner *et al.* (1985), de Haboudane *et al.* (2002) et de Chikhaoui *et al.* (2005). La signature prototype de la

végétation relativement dense (Vg-2) est caractérisée par une forte réflectance dans le PIR par rapport à celle de la végétation éparses (Vg-1).

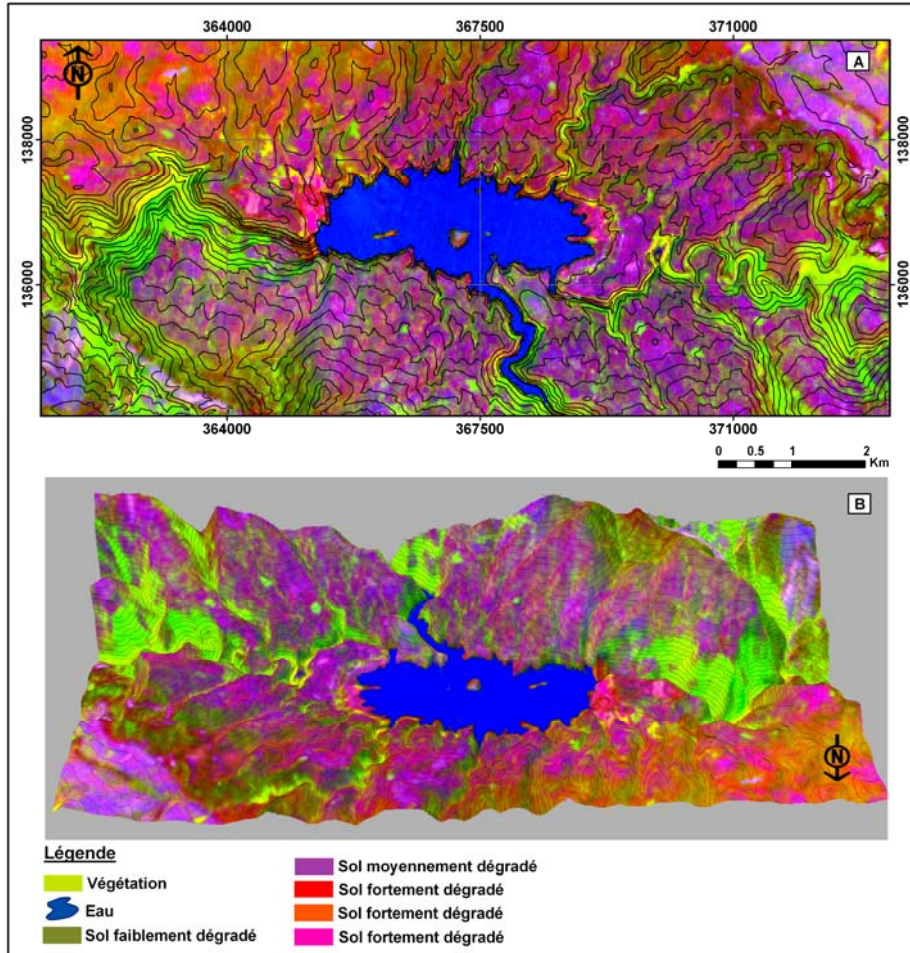


Figure 5: Carte de dégradation des sols obtenue par le composé coloré: I (Rouge), S (Vert) et IF (Bleu).
Soil degradation map obtained by Color Composite: I (Red), S (Green) and IF (Blue).

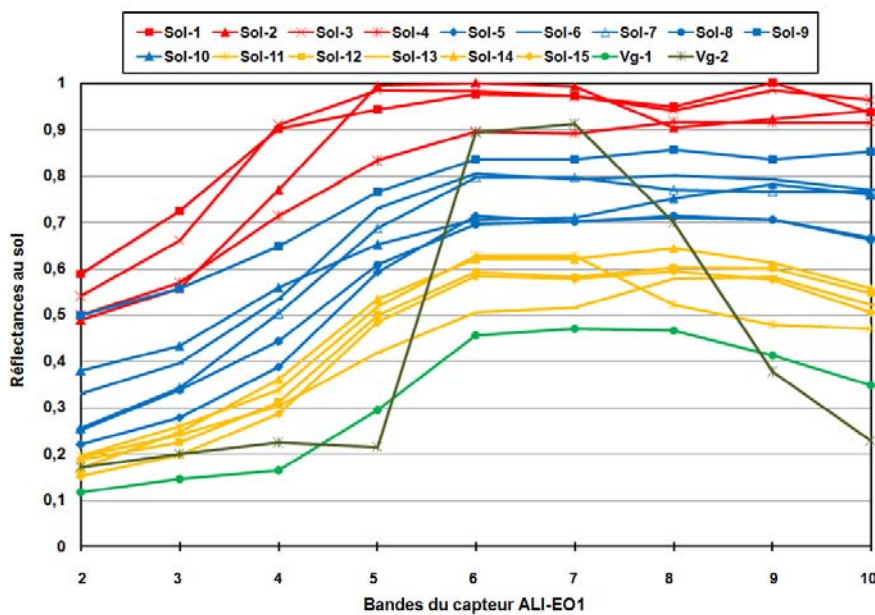


Figure 6: Les signatures spectrales prototypes.
Endmembers

Pour l'exécution de la classification du SAM, après plusieurs tests de seuillage entre le vecteur de l'image et celui du spectre de référence, nous avons retenu un seuillage de 0,22 radian comme valeur maximale. Celui-ci a permis d'achever la classification avec un coefficient Kappa égale à 96 %, ce qui est jugé une excellente précision (Bannari *et al.*, 1998; Girard et Girard, 1999). La Figure 7 montre la carte de dégradation des sols obtenus à l'aide de la méthode du SAM en 2D et en 3D, avec quatre fois l'exagération de la verticale.

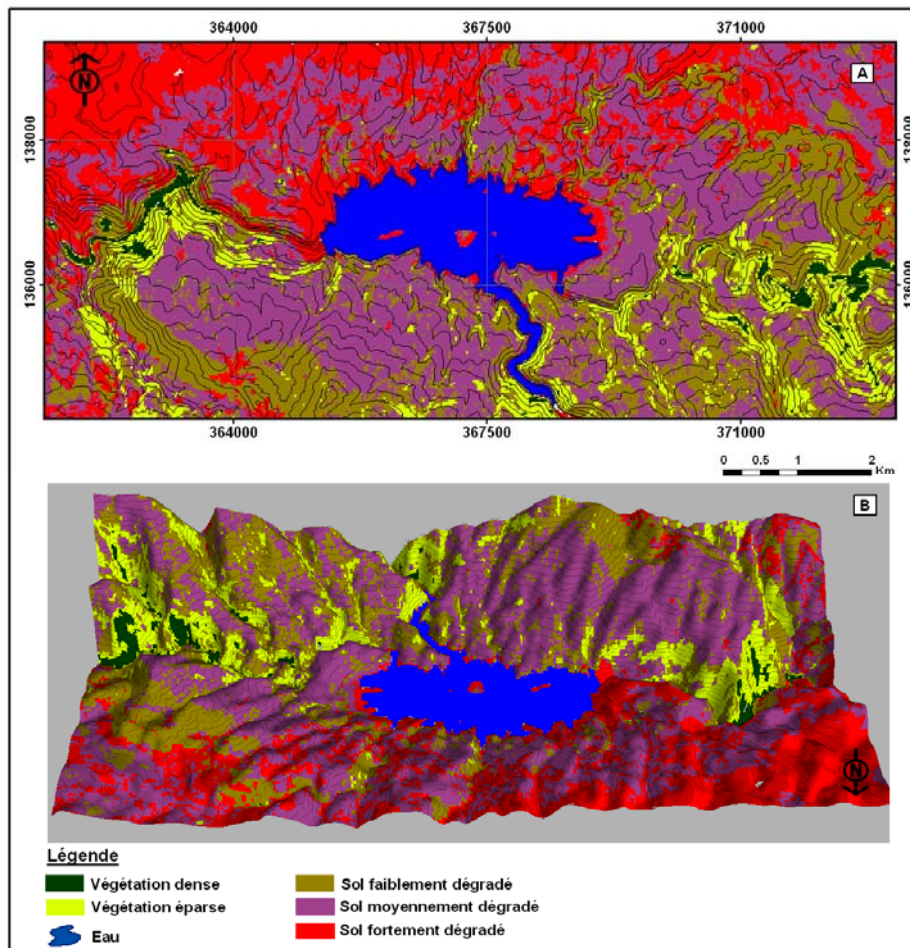


Figure 7: Carte de dégradation des sols obtenue à l'aide du SAM.
Soil degradation map obtained using SAM.

En termes de validation et d'exactitude, nous avons utilisé 40 points de validation pour comparer les résultats obtenus à l'aide des deux approches. Ces points ont été localisés à l'aide d'un GPS assurant une précision de ± 5 m, et sont bien répartis sur le territoire et couvrant les différentes classes d'érosion hydrique ainsi que celles du couvert végétal. Cette validation accorde une exactitude de 90% à l'approche des indices spectraux contre une exactitude de 80% pour l'approche du SAM. La diminution de l'exactitude de l'approche du SAM peut s'expliquer par une confusion entre les signatures spectrales prototypes et une mixture spectrale au sein du même pixel. Ces résultats sont conformes avec celles obtenues par les travaux de Chikhaoui, *et al.* (2007).

4. CONCLUSIONS

Le travail présenté dans cette recherche porte sur la cartographie des risques d'érosion hydrique dans un environnement semi-aride, particulièrement autour du barrage Hassan-I dans le Haut Atlas marocain. L'analyse des cartes de dégradation des sols montre que le flanc nord du barrage relativement moins accidenté est le plus exposé aux risques d'érosion hydrique à cause de la forte dégradation de la forêt et des pratiques agricoles intenses sur les pentes par la population riveraine. Le flanc sud, relativement accidenté est moins exposé aux risques d'érosion hydrique du fait de la préservation de la forêt et de l'absence des pratiques agricoles. En guise de conclusion, l'action anthropique est le facteur principal de l'érosion hydrique des sols dans cette région.

À la lumière des résultats obtenus et par référence à la réalité terrain, nous constatons que les deux approches considérées mettent en évidence leurs potentiels pour la cartographie de la dégradation des sols de façons significatives. Toutefois, l'approche des indices spectraux discrimine significativement les différents niveaux de dégradation des sols

de façon simple et rapide. La méthode du SAM, malgré son potentiel, elle nécessite un bon choix des signatures spectrales prototypes de références; ce qui rend la procédure relativement longue et complexe.

Il est certain que la richesse spectrale du capteur ALI a permis la mise en œuvre de ces deux approches pour la cartographie des risques d'érosion hydrique. Toutefois, il est souhaitable d'analyser le pouvoir de la télédétection hyperspectral dans ce domaine d'application du fait que cette nouvelle technologie consiste en une acquisition simultanée d'images en de nombreuses bandes spectrales étroites et contiguës.

Remerciements

Les auteurs remercient l'AUF pour le support financier du stage de monsieur Soufiane Maimouni, ainsi que le Département de Géographie à l'Université d'Ottawa au Canada pour son accueil et son support scientifique durant la durée du stage. Ils remercient également l'AUF et le NATO pour leur support financier pour l'acquisition des données ALI EO-1. Entre autres, ils remercient les évaluateurs anonymes pour leurs commentaires et suggestions améliorants le contenu scientifique de cette publication.

Références

- Agoumi, A. et Debbarh, A. (2006) Ressources en eau et bassins versants du Maroc : 50 ans de développement (1955-2005). <http://www.rdh50.ma/fr/pdf/contributions/GT8-1.pdf>, 62 p.
- Bahri, El M., Haboudane, D., Bannari, A., Ferdinand, B. et Chilasse, L. (2007) Essai de cartographie des espèces forestières dominantes dans le Moyen Atlas (Maroc) à l'aide des données ASTER. *Revue Télédétection*, vol.7, n° 1-2-3-4, p. 283-301.
- Bannari, A., He, D.C. et Anys, H. (1998) Analyse de l'apport de deux indices de végétation à la classification dans les milieux hétérogènes. *Journal canadien de télédétection*, vol. 24, p. 233-239.
- Bannari, A., El-Harti, A., Haboudane, D., Bachaoui, M. et El-Ghmari, A. (2007) Intégration des variables spectrales et géomorphométriques dans un SIG pour la cartographie des zones exposées à l'érosion. *Revue Télédétection*, vol. 7, n° 1-2-3-4, p. 393-404.
- Bannari, A., Guedon, A.M., El-Harti, A., Cherkaoui, F.Z. and El-Ghmari, A. (2008) Characterization of slightly and moderately saline and sodic soils in irrigated agricultural land using simulated data of Advanced Land Imaging (EO-1) sensor. *Communications in soil science and plant analysis*, vol. 39, n° 19-20, p. 2795-2811.
- Baumgardner, M.F., Sylva, L.F., Biehl, L.L. and Stoner, E.R. (1985) Reflectance properties of soil. *Advances in Agronomy*, vol. 38, p. 1-44.
- Belghith, A. (2003) Les indicateurs radiométriques pour l'étude de la dynamique des écosystèmes arides (région de Zougrarta, Sud-Est tunisien). *Revue Sécheresse*, vol. 14, n° 4, p. 267-274.
- Bonn, F. (1998) La spatialisation des modèles d'érosion des sols à l'aide de la télédétection des SIG: possibilité, erreurs et limites. *Revue Sécheresse*, vol. 3, p. 185-192.
- Boardman, J.W. and Kruse, F.A. (1994) Automated spectral analysis: a geological example using AVIRIS data, northern Grapevine Mountains, Nevada. *Proceedings of the ERIM Tenth Thematic Conference, Geological Remote Sensing, May 9-12, San Antonio (TX), Environmental Research Institute of Michigan, Ann Arbor (MI)*, vol. 1, p. 407-418.
- Boardman, J.W., Kruse, F.A. and Green, R.O. (1995) Mapping target signatures via partial unmixing of AVIRIS data. *Summaries of the Fifth JPL Airborne Earth Sciences Workshop, Pasadena (CA), USA, JPL Publication 95-1*, vol. 1, p. 23-26.
- Bou Kheir, R., Girard, M.-C., Khawlie, M. et Abdallah, C. (2001) Érosion hydrique des sols dans les milieux méditerranéens : une revue bibliographique. *Étude et gestion des sols*, vol. 8, n° 4, p. 231-245.
- Bou Kheir, R., Cerdan, O. et Abdallah, C. (2006) Regional soil erosion risk mapping in Lebanon. *Geomorphology*, vol. 82, p. 347-359.
- Chen, C.M., Hepner G.F. and Forster, R.R. (2003) Fusion of Hyperspectral and Radar Data using the IHS Transformation to Enhance Urban Surface Features. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, vol. 58, p. 19-30.
- Chikhaoui, M., Bonn, F., Bokoye, A.I. and Merzouk, A. (2005) A spectral index for land degradation mapping using ASTER data: application to a semi arid Mediterranean catchment. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 7, p. 140-153.
- Chikhaoui, M., Bonn, F., Merzouk, A., Lacaze, B. et Mejjati, A.M. (2007) Cartographie de la dégradation des sols à l'aide des approches de Spectral Angle Mapper et des indices spectraux en utilisant des données ASTER. *Revue Télédétection*, vol. 7, n° 1-2-3-4, p. 343-357.
- Chikhaoui, M., Lacaze, B., Merzouk, M. et Madramootoo, C.A. (2010) Étude de la dégradation des sols en milieu semi-aride à l'aide de l'approche neuronale et de données multi-sources. *Revue Télédétection*, vol. 10, n° 2, p. 139 - 150.
- Cohen, J. (1960) A coefficient of agreement for nominal scales, *Education Psychology Measurement*, vol. 20, p. 37-46.
- Cròsta, A.P., Sabine, C. and Taranik, J.V. (1998) Hydrothermal Alteration Mapping at Bodie, California, using AVIRIS Hyperspectral Data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 65, n° 3, p. 309-319.
- El Harti, A. (2005) Apport de la télédétection et de la topographie numérique à l'étude géodynamique et à la prospection minière: Exemple des Jebilet centrales (Maroc). Thèse de doctorat, Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech, Maroc, 160 p.
- Escadafal, R. (1989) Caractérisation de la surface des sols arides par observations de terrain et par télédétection. Thèse de Doctorat d'État en pédologie, Université de Paris VI, Paris, France, 317 p.

- Escadafal, R., Gouinaud, C., Mathieu, R. et Pouget, M. (1993) Le spectroradiomètre de terrain : un outil de la télédétection et de la pédologie. Cahier-ORSTOM. Pédologie, p. 15-29.
- Escadafal, R., Belghit, A. et Ben-Moussa, A. (1994) Indices spectraux pour la télédétection de la dégradation des milieux naturels en Tunisie aride. Actes du 6^{ème} Symposium international sur les mesures physiques et signatures en télédétection, Val d'Isère, France, 17-24 janvier, ISPRS-CNES, p. 253-259.
- Escadafal, R. and Bacha, S. (1996) Strategy for the dynamic study of desertification. In: Proceedings of the ISSS International Symposium Ouagadougou, Burkino Faso, p. 19-34.
- ENVI (ENvironment for Visualizing Images) (2005) ENVI Tutorial. Research Systems, Inc., Boulder, 1150 p.
- Fontes, M.P.F. and Carvalho, I.A.J. (2005) Color Attributes and Mineralogical Characteristics, Evaluated by Radiometry, of Highly Weathered Tropical Soils. Soil Science Society of America Journal, vol. 69, p. 1162-1172.
- Foley, J.D., Van-Dam, A., Feiner, S.K. and Hughes, J.F. (1990) Computer Graphics: Principles and Practice (second edition). Addison-Wesley Publishing Company, 592 p.
- Girard, M.C et Girard, C.M. (1999). Traitement des données de télédétection. DUNOD Ed. Paris, 529 p.
- Girouard, G., Bannari, A., El-Harti, A. and Desrochers, A. (2004) Validated Spectral Angle Mapper Algorithm for Geological Mapping: Comparative Study between Quickbird and Landsat-TM, Geo-Imagery Bridging Continents Istanbul, Turkey, July 12–23, p. 599–604.
- Green, A.A., Berman, M., Switzer, P. and Craig, M.D. (1988) A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, vol. 26, n° 1, p. 65-74.
- Haboudane, D, Bonn, F., Royer, A, Sommer, S. and Mehl, W. (2002) Land degradation and erosion risk mapping by fusion of spectrally based information and digital geomorphometric attributes. International Journal of Remote Sensing, vol. 18, p. 3795-3820.
- Hammi, S., Simonneau, V., Alifriqui, M., Auclair, L., Montes, N. (2007) Évolution des recouvrements forestiers et de l'occupation des sols entre 1964 et 2002 dans la haute vallée des Ait Bouguemez (Haut Atlas central, Maroc). Sécheresse, vol. 18, p.1-7.
- Helmer, E.H., Ruzycski, T.S., Wunderle J.M., Vogesser S., Ruefenacht, B., Kwit, C., Brandeis, T.J. and Ewer, D.N. (2010) Mapping tropical dry forest height, foliage height profiles and disturbance type and age with a time series of cloud-cleared Landsat and ALI image mosaics to characterize avian habitat. Remote Sensing of Environment, vol. 114, p. 2457-2473.
- Hill, J., Mehl, W. and Altherr, M. (1994) Land Degradation and Soil Erosion Mapping in a Mediterranean Ecosystem. In J. Hill and J. Mdgier (eds.), Imaging Spectrometry - a Tool for Environmental Observations, 237-260, Brussels and Luxembourg. Printed in the Netherlands, p. 237-260.
- Hsueh, M. and Chang, C. (2008) Field Programmable Gate Arrays (FPGA) for Pixel Purity Index Using Blocks of Skewers for Endmember Extraction in Hyperspectral Imagery. International Journal of High Performance Computing Applications, vol. 22, n° 4, p. 408-423.
- Hubbard, B.E. and Crowley, J.K. (2005) Mineral mapping on the Chilean–Bolivian Altiplano using co-orbital ALI, ASTER and Hyperion imagery: Data dimensionality issues and solutions. Remote Sensing of Environment, vol. 99, p. 173–186.
- Krishna-Bahadur, K.C. (2008) Mapping soil erosion susceptibility using remote sensing and GIS: a case of the Upper Nam Wa Watershed, Nan Province, Thailand. Environment Geology, vol. 57, p. 695-705.
- Kruse, F.A., Lefkoff, A.B., Boardman, J.W., Heidebrecht, K.B., Shapiro, P.J. and Goetz, A.F.H. (1993) The Spectral Image Processing System (SIPS)-Interactive Visualization and Analysis of Imaging Spectrometer Data. Remote Sensing of Environment, vol. 44, p. 145-163.
- Kruse, F.A. and Raines, G.L. (1984) A Technique For Enhancing Digital Colour Images by Contrast Stretching in Munsell Colour Space. Proceedings of the International Symposium on Remote Sensing of Environment, 3rd Thematic Conference, Environmental Research Institute of Michigan, Colorado Springs, Colorado, USA, p. 755-773.
- Lal, R. (2001) Soil degradation by erosion. Land Degradation and Development, vol. 12, n° 6, p. 519-539.
- Laliberte, A.S., Rango, A., Herrick, J.E., Fredrickson, E.L. and Burkett, L. (2007) An object-based image analysis approach for determining fractional cover of senescent and green vegetation with digital plot photography. Journal of Arid Environments, vol. 69, p. 1-14.
- Mabit, L., Bernard, C. et Laverdière, M.R. (2007) Étude de la dégradation des sols par l'érosion hydrique à l'échelle des bassins versants en utilisant la méthode du ¹³⁷Cs. Agro-Solutions, vol. 18, n° 1, p. 12-16.
- Maimouni, S., Bannari, A., El-Harti, A. et El-Ghmari, A. (2011) Potentiels et Limites des Indices Spectraux pour Caractériser la Dégradation des Sols en Milieu Semi-aride. Journal Canadien de Télédétection, Vol. 37, No, 3, p: 285 – 301.
- Margate, D.E. and Shrestha, D.P. (2001) The use of hyperspectral data in identifying 'desert-like' soil surface features in Tabernas area, southeast Spain. Actes du Symposium Asiatique de Télédétection, 5 au 9 novembre 2001, Centre de télédétection et de traitement d'images (CRISP), Université nationale de Singapour, Singapour, vol. 1, p. 736-741.
- Maksud-Kamal, A.S.M. and Midorikawa, S. (2003) GIS-based geomorphological mapping using remote sensing data and supplementary geoinformation A case study of the Dhaka city area, Bangladesh. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, vol. 6, p. 111-125.
- Mathieu, R., Pouget, M., Cervelle, B. and Escadafal, R. (1998) Relationships between satellite-based radiometric indices simulated using laboratory reflectance data and typic soil colour of an arid environment. Remote Sensing of Environment, vol. 66, p. 17-28.
- MAEF (Ministère de l'agriculture, du développement rural et des eaux et forêts) (2001) Programme d'action national de lutte contre la désertification. Royaume du Maroc, Rabat, 93 p.

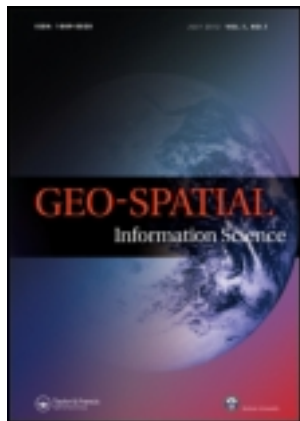
- Mougenot, B. et Cailleu, D. (1995) Identification par télédétection des sols dégradés d'un domaine sahélien au Niger. Actes du Symposium International AISS (groupe de travail RS et DM), Ouagadougou, Burkina Faso, 6-10 février, p. 169-179.
- Moukhchane, M. (1999) Contribution à l'étude de l'érosion hydrique dans le Rif occidental. Applications des méthodes expérimentales du ^{137}Cs et de la susceptibilité magnétique des bassins versants Nakhla, El-Hachef et Smir. Thèse de Doctorat d'Etat, Université A. Essaadi, Tétouan, Maroc, 260 p.
- Monbaron, M., Russell, D.A. and Taquet, P. (1999) *Atlasarus imelakei* n.g., n.sp. a brachiosaurid-like sauropod from the Middle Jurassic of Morocco. Sciences de la terre et des planètes. Comptes-rendus de l'Académie des Sciences, Paris, vol. 329, p. 519-526.
- Nangendo, G., Skidmore, A. and Vanoosten, H. (2007) Mapping East African tropical forests and woodlands - A comparison of classifier. SPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, vol. 61, n° 6, p. 393-404.
- NASA, (2006) Earth Observing 1 (EO-1) user's guide. Available at <http://eo1.usgs.gov/userGuide/index.html>.
- Plaza, A. and Chang, C. (2005) Fast implementation of pixel purity index algorithm. Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery XI, 28 March 2005, Orlando, FL, USA, vol. 5806, p. 307-317.
- Post, D.F., Horvath, E.H., Lucas, W.M., White, S.A., Ehasz, M.J. and Batchily, A.K. (1994) Relation Between Soil Color and Landsat Reflectance on Semiarid Rangelands. Soil Science Society of America Journal, vol. 58, n° 6, p. 1809-1816.
- Pu, R., Yu, Q., Gong, P. and Biging, G.S. (2005) EO-1 Hyperion, ALI, and Landsat ETM+ data comparison for estimating forest crown closure and leaf area index. International Journal of Remote Sensing, vol. 26, p. 457-474.
- Qing, K., Yu, R., Li, X., Deng, X. (2005) Application of Spectral Angle Mapping Model to Rapid Assessment of Soil Salinization in Arid Area. Proceedings of International Geosciences and Remote Sensing Symposium (IGARSS-2005), 25-29 July, Seoul, Korea (South), p. 2355- 2357.
- Rahman, M.D.R., Shi, Z.H. and Chongfa, C. (2009) Soil erosion hazard evaluation-An integrated use of remote sensing, GIS and statistical approaches with biophysical parameters towards management strategies. Ecological Modelling, vol. 220, p.1724-1734.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A. and Porter, J.P. (1991) RUSLE, revised universal soil loss equation. Journal of Soils and Water Conservation, vol. 46, p. 30-33.
- Richards, J.A. (1999) Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction, Springer-Verlag, Berlin, Germany, 240 p.
- Ungar, S.G. (2001) Overview of EO-1: The first 120 days. Proceedings of IGARSS01, Sydney, NSW, Australia, 9-13 July, vol. 1, p. 43-45.
- Vrieling, A. (2006) Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. Catena, vol. 65, p. 2 – 18.
- Wischmeier, W.H. and Smith, D.D. (1978) Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Washington D.C., Agriculture Handbook, n° 537, 58 p.
- Yésou, H., Besnus, Y. and Rolet, J. (1993) Extraction of spectral information from Landsat TM data and merger with SPOT panchromatic imagery - a contribution to the study of geological structures. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, vol. 48, n° 5, p. 23-36.
- Zeng, Y., Bartholomeus, H.M., De Bruin, S., Epemaa, G.F. and Clevers, J.G.P.W. (2003) Using hyperspectral remote sensing data for identifying geological and soil units in the Alora Region, Southern Spain. Presented at the 3rd EARSel Workshop on Imaging Spectroscopy, Herrsching, 13-16 May, p. 297- 301.
- Zhuo, L., Liu, Y., Wu, J. and Wang, J. (2008) Quantitative mapping of soil organic material using field spectrometer and hyperspectral remote sensing. The International archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Beijing, China, vol. 37, p. 901-906.

This article was downloaded by: [Soufiane MAIMOUNI]

On: 10 October 2012, At: 12:35

Publisher: Taylor & Francis

Informa Ltd Registered in England and Wales Registered Number: 1072954 Registered office: Mortimer House, 37-41 Mortimer Street, London W1T 3JH, UK



Geo-spatial Information Science

Publication details, including instructions for authors and subscription information:
<http://www.tandfonline.com/loi/tgsi20>

Water erosion risk mapping using derived parameters from digital elevation model and remotely sensed data

Soufiane MAIMOUNI^{a,b}, Abderrazak EL-HARTI^a, Abderrazak BANNARI^b & El-Mostafa BACHAOUI^a

^a Remote Sensing and Geographical Information Systems Laboratory, Faculty of Science and Techniques, University of Sultan Moulay Slimane, BeniMellal, Morocco

^b Remote Sensing and Geomatics of the Environment Laboratory, Department of Geography, University of Ottawa, Ontario, Canada

Version of record first published: 18 Sep 2012.

To cite this article: Soufiane MAIMOUNI, Abderrazak EL-HARTI, Abderrazak BANNARI & El-Mostafa BACHAOUI (2012): Water erosion risk mapping using derived parameters from digital elevation model and remotely sensed data, Geo-spatial Information Science, 15:3, 157-169

To link to this article: <http://dx.doi.org/10.1080/10095020.2012.715855>

PLEASE SCROLL DOWN FOR ARTICLE

Full terms and conditions of use: <http://www.tandfonline.com/page/terms-and-conditions>

This article may be used for research, teaching, and private study purposes. Any substantial or systematic reproduction, redistribution, reselling, loan, sub-licensing, systematic supply, or distribution in any form to anyone is expressly forbidden.

The publisher does not give any warranty express or implied or make any representation that the contents will be complete or accurate or up to date. The accuracy of any instructions, formulae, and drug doses should be independently verified with primary sources. The publisher shall not be liable for any loss, actions, claims, proceedings, demand, or costs or damages whatsoever or howsoever caused arising directly or indirectly in connection with or arising out of the use of this material.

Water erosion risk mapping using derived parameters from digital elevation model and remotely sensed data

Soufiane MAIMOUNI^{a,b*}, Abderrazak EL-HARTI^a, Abderrazak BANNARI^b and El-Mostafa BACHAOUI^a

^aRemote Sensing and Geographical Information Systems Laboratory, Faculty of Science and Techniques, University of Sultan Moulay Slimane, BeniMellal, Morocco; ^bRemote Sensing and Geomatics of the Environment Laboratory, Department of Geography, University of Ottawa, Ontario, Canada

(Received 24 October 2011; final version received 18 July 2012)

The aim of this study is to map the areas exposed to water erosion risks in the High Atlas Mountains of Morocco around the Hassan-I dam. The methodology is based on the analysis of the water power index (WPI) as a hydrological parameter, the vegetation cover, and the litho-logical units. The WPI was derived from a Digital Elevation Model (DEM) and the litho-logical units and vegetation cover were derived from Advanced Land Imager sensor on the Earth Observing-1 satellite platform. The image was corrected from radiometric and atmospheric effects, and geometrically rectified using a DEM and grounds control points. These variables were integrated in a Geographical Information Systems environment, and Multi-Criteria Analyses were used to derive the water erosion risks map pointing out the most exposed areas requiring the implementation of suitable conservation measures. The validation of the obtained results shows the simplicity and the potential of this approach for water erosion risks mapping.

Keywords: water erosion risks; GIS; remote sensing; vegetation cover; litho-logical units; hydrological parameter.

1. Introduction

Nowadays, Morocco is experiencing the longest dry episode of its contemporary history characterized by a reduction of precipitation and a rise in temperatures (1). These climate conditions limit the growth of the vegetation cover especially in High Atlas Mountains of Morocco (2). This situation in conjunction with the human activities leads to a degradation of soil by wind and water erosion. Water erosion threatens the whole Moroccan territory and can be considered a major environmental problem in arid and semiarid areas. For instance, in Morocco, annual soil loss exceeds 2000 t/km²/year in the Rif-Mountains regions and varies between 1000 and 2000 t/km²/year in Pre-Rif regions and between 500 and 1000 t/km²/year in mid and High Atlas regions (3). In addition to soil, water erosion degrades water quality and causes silting-up of hydraulic infrastructures (4). In Morocco, the silting-up of dams reduces 50 millions m³/year of the capacity of water stocking, which can be used to irrigate about 5000 ha yearly (3). Therefore, it is necessary to find suitable solutions to conserve natural resources, such as soil and water. For these reasons, different hydrologic models, coupled or/not with the models of erosion, were developed. For example, the Universal Soil Loss Equation (USLE) (5) and Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (6) were used to quantify soil loss. Furthermore, previous studies have developed methodologies

integrating remote sensing and geographical information systems (GIS) techniques to characterize soil erosion in large areas with reasonable costs and accuracy (7–13). Several studies showed that the Digital Elevation Model (DEM) analysis provides satisfactory results in developing erosion surveys as well. In fact, the DEM was used to derive topographic and hydrologic parameters that are responsible for terrain exposure to degradation risks by water erosion. The topographic parameters as plan and profile curvature were used to map the potential areas of denudation, transit, and accumulation of sediments (10, 14), while the hydrologic parameters as the water power index (WPI) were used to measure potential overland flow indicating the possibility of water erosion (10, 11, 15–19). Moreover, various methods for soil degradation characterization were adapted using soil spectral indices derived from remote sensing data (11, 20–25). Other studies also showed that remote sensing gave very good information about eroded areas, such as soils types, litho-logical units, and vegetation cover (10, 26–33). For the quantification of this latter, several vegetation indices were developed in the literature, namely Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (34), Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) (35), Transformed Difference Vegetation Index (TDVI) (36), etc. The aim of this research is to use remote sensing, DEM, GIS, and multi-criteria analyses (MCA) for identifying and

*Corresponding author. Email: soufiane.maimouni@gmail.com

mapping areas exposed to water erosion risks around Hassan-I dam in the High Atlas Mountains of Morocco. The methodological approach integrates parameters derived from the DEM such as WPI and parameters derived from Earth Observing-1 (EO-1) Advanced Land Imager (ALI) data such as vegetation cover and litho-logical units. These data were pre-processed and standardized in GIS environment, and different MCA scenarios were used to map the areas exposed to water erosion risks. Finally, the obtained results were validated according to ground truth information.

2. Methodology

The methodology followed in this research is subdivided into four major stages (Figure 1). Firstly, a DEM with a 30 × 30 m pixel size was extracted from the topographic map (1/50,000) to derive the WPI. Secondly, the ALI image was corrected from radiometric and atmospheric effects. In addition, the geometric and topographic corrections were carried out by using a DEM and Grounds Control Points (GCP). In the third step, remote sensed data were used to quantify the vegetation cover by calculating the TDVI and to extract the litho-logical

units using supervised classification. Finally, in the fourth stage, all the considered parameters were classified and integrated in a GIS environment, and many MCA were implemented to map the areas exposed to water erosion risks, thus the obtained results were validated against the ground truth.

2.1. The study area

The study area is centered on Hassan-I dam at Azilal province in Morocco covering about 70 km². It is located in the High Atlas mountains between the geographical coordinates 31°45' N–31°50' N and 6°45' W–6°51' W (Figure 2). The altitude varies between 800 and 1680 m. The shape of the study area molds approximately an elongated depression oriented in an east–west direction. This depression corresponds to the “Guettioua” Synclinal. The centre of the latter is composed by the pelitic-sandstone sediments of the Upper Jurassic (37). The synclinal is surrounded by anticlines composed by Lower Jurassic limestone, which is defined by ridges higher than 1500 m. The slopes are relatively stronger in the south than in the north of the dam. The Hassan-I dam is built on the pelitic and sandstone formation. Furthermore, the study area shows the characteristics of

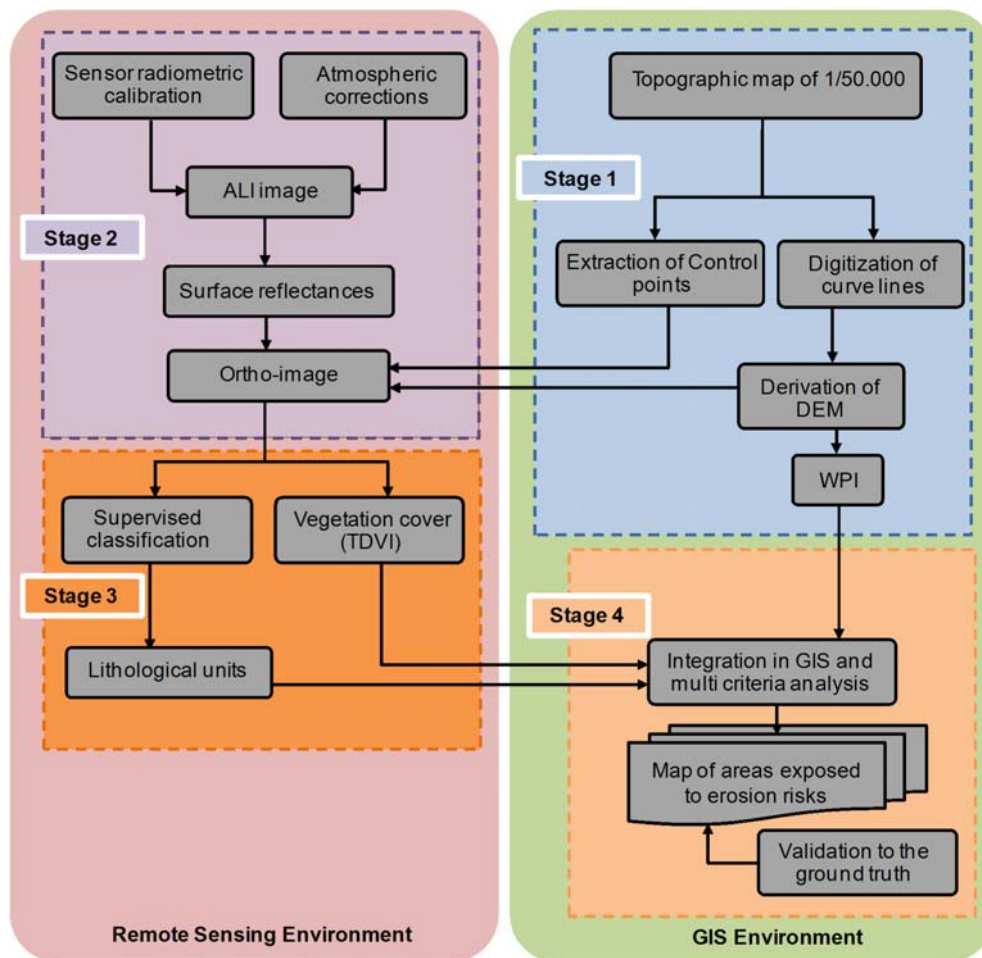


Figure 1. The methodology flowchart.

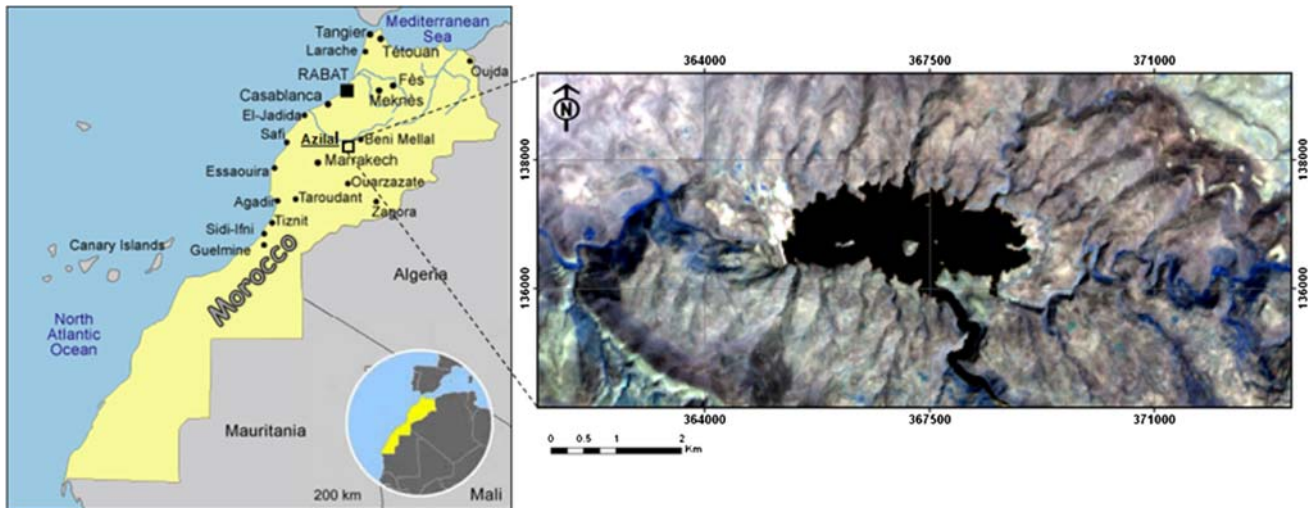


Figure 2. Study site location in Azilal region, Morocco.

vulnerable Mediterranean landscapes with respect to the processes of soil impoverishment and environmental degradation (38). The environment is characterized by a semiarid climate with annual average temperature of 20.5 °C and annual average precipitation of 300 mm (39). In addition, the precipitation problem in this region is that the rainfall distribution is irregular. Indeed, the high intensity of rainfall often occurs in few days and in a very short time, especially between December and March. This situation is worsened by the fact that the vegetation cover (olive and almond trees, euphorbia and green oaks) is sparse and scattered. Consequently, the rainfall events strongly affect the amounts of soil loss in Azilal province region in general, and particularly in our study area.

2.2. Image data pre-processing

The image used in this study was acquired by the EO-1 ALI sensor on 1 October 2007. The ALI sensor was launched in November 2000 and it is the first EO-1 sensor to be flown under NASA's New Millennium Program. It tests the new technology that could improve the thematic mapper and enhanced thematic mapper + sensor series, and ensuring Landsat data continuity

Table 1. ALI EO-1 sensor spectral bands.

Bands	Wavelengths (μm)	Spatial resolution (m)
1*	0480–0690	10
2	0433–0453	30
3	0.45–0515	30
4	0525–0605	30
5	0630 – 0.69	30
6	0775–0805	30
7	0845–0,89	30
8	1,2–1,3	30
9	1,55–1,75	30
10	2,08–2,35	30

*Panchromatic band.

(40). The ALI sensor employs a novel wide-angle optics and provides multispectral and panchromatic data with 30 and 10 m spatial resolution, respectively. Table 1 shows the spectral bands of the ALI sensor and their respective wavelengths (40).

The radiometric calibration of the sensor is the operation that leads to establish the relationship between the measured physical amounts at the sensor field of view, the radiation flow reflected by the earth–atmosphere system, and the apparent digital number ($\text{DN} \times (\lambda)$) at the exit of the instrument towards the reception stations (41). It is a critical step that consists of correcting the radiometric sensor drift to extract reliable and precise information from the image (42). The gain and offset published by NASA (40) in 2006 were used to transform the raw data from the $\text{DN} \times (\lambda)$ to the apparent radiance at the sensor level ($L \times (\lambda)$). As for the atmospheric effects, it is dominated by the absorption caused by the gases (water vapor, carbon dioxide, and ozone) and the diffusion produced by the aerosols and the molecules (43, 44). All the atmospheric parameters that are necessary for the atmospheric correction were calculated by using the Herman radiating transfer model H5S (Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum) (45). This model considers the absorption, the diffusion, the terrain elevation, and the sensor altitude. The simulated atmospheric parameters were used to transform the apparent radiance to the reflectance at the ground level, $\rho_G(\lambda)$.

To integrate the ALI image and all derived variables in GIS environment with auxiliary data, the image was geometrically corrected using a second order polynomial function and 14 GCP extracted from the topographical map at the scale of 1/50,000. The Lambert conformal conic map projection and the Moroccan Datum (Merchich, Zone I) were used. This operation was achieved with a root mean square error (RMSE) equal to ± 7.2 m (0.24 pixel), which is less than the image pixel size and

fits well with the accuracy of the DEM extracted from 1/50,000 topographical map. The DEM was obtained by the digitization of the curve lines with 20 m interval. Then, these curve lines were interpolated using a Triangular Irregular Network (TIN) method in ArcGIS environment and transformed to a raster format considering 30 × 30 m pixel size output. The accuracy of the DEM was calculated in terms of RMSE between estimated and true altitudes considering 20 verification points (46). The obtained RMSE is equal to ± 7.6 m, which is acceptable for a DEM extracted from a topographical map at the scale 1/50,000 (47). Furthermore, it is impossible to eliminate the distortions caused by the topography using only a simple geometric corrections based on a second order polynomial function (48). Consequently, the ALI image was ortho-rectified exploiting the derived DEM (49, 50). This corrected image was used to extract the factors controlling water erosion risks include lithological units and vegetation cover.

2.3. Water power index

In the literature some terrain-based indices and parameters were developed for soil erosion hazard assessment and mapping (15, 51). These indices are based on unit stream power theory (51) that takes into account influence of terrain shape and its geometry as a suited theory to assess erosion risk in complex topographic terrain at watershed/catchment scale. The indices and parameters derived from DEM are slope, aspect, plan, and profile curvatures, capacity of the runoff flow to incise, drainage area, and PWI, which is a hydrologic parameter that measures the erosive power (flow intensity) of the concentrated flow (15). In fact, the WPI was used in several studies as an indicator of areas susceptible to water erosion (10, 11, 15–19). Other studies were considered this index as one of the main conditioning factors of landslide occurrence (18, 52). Furthermore, it was used to analyze the sediment dynamics in mountain basins (53). The later found that the areas where WPI are low are much more effective to reduce erosion and sediment delivery than areas with high values. According to Moore et al. (15) in 1993, this index is defined by the following equation:

$$WPI = \ln[A_s \times \tan(\alpha)] \quad (1)$$

“ A_s ” is specific catchment area expressed in m^2 (watershed area discharging to a specific point or pixel, also called upslope drainage area), “ α ” is the slope angle expressed in degree, and “ \ln ” is the neperian logarithm.

The determination of specific catchment area was estimated using flow accumulation theme multiple by pixel resolution of DEM (30 m). The flow accumulation, which denotes the accumulated upslope contributing area for a given cell, was calculated by summing the cell area of all upslope cells draining into it. Flow accumulation is calculated by integration of the expression

“FlowAccumulation(FlowDirection([elevation]))” in “Raster Calculator” tool in the “Spatial Analyst” extension of ArcGIS.

2.4. Litho-logical units

The litho-logical units are indicators of the resistance or the friability of soils materials to water erosion. For mapping the spatial distribution of these units to determine the land fragility to erosion risks, satellite images play an important role (10, 29–31). In this study, the litho-logical units were derived using supervised classification considering all spectral bands of ALI image. The spatial distributions of the most significant classes were localized based on the preexisting maps (geological, topographical, etc.) and using a Global Positioning System (GPS) during the field work. This task allowed us to identify three main thematic classes: sandstones, clay-sandstones, and limestones. The used classification algorithm in this process is based on the Mahalanobis distance, which is a direction-sensitive distance classifier. It is similar to the Maximum Likelihood method but assumes that all class covariances are equal. All pixels are classified to the closest region of interest class unless you specify a distance threshold, in which case, some pixels may be unclassified if they do not meet the threshold (54). The Mahalanobis distance is defined as follows (55):

$$d^2 = (x - v)^T C^{-1} (x - v) \quad (2)$$

where “ x ” is the pixel spectral vector, “ v ” is the mean spectral vector of a sample in a multiband image, “ C ” is the covariance matrix of the sample, and “ T ” denotes the transposition of the matrix.

To evaluate the classification results, several approaches were used in the literature (54). The quantitative approach based on kappa coefficient is the most popular and it was used in this research (23, 56, 57). This method considers all elements of the confusion matrix (58) which provides the accuracy of all individual classes by referring to the training sites information and it is implemented in the ENVI image processing software (59). At the end of the classification process, the confusion matrix and the kappa coefficient are reported. According to Congalton (56) in 1991 the kappa coefficient is calculated by the following equation.

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})} \quad (3)$$

where “ r ” is the number of rows in the matrix, “ x_{ii} ” is the number of observations in row “ i ” and column “ i ”, “ x_{i+} ” and “ x_{+i} ” are the marginal totals of row “ i ” and column “ i ”, respectively, and “ N ” is the total number of observations.

2.5. *Vegetation cover*

Vegetation cover plays an important role in protecting soil against water erosion risks. In fact, protecting the soil against the action of falling raindrops increases the degree of water infiltration in soil and reduces the speed of the surface runoff. Vegetation cover is one of the most crucial factors in reducing, describing, and accessing soil erosion. For vegetation cover quantification, several vegetation indices were developed according to research needs (60). The most popular and most used index is the NDVI developed by Rouse et al. (34). However, this index shows a high sensitivity to the atmosphere and to the soil background optical proprieties (61). To minimize these effects, several indices were developed such as TDVI Equation (4) which allows vegetation cover quantification accurately, minimizing atmospheric effects, and soil background optical proprieties artifacts (36–62). This index was calculated using the red and the NIR bands. Furthermore, for ALI sensor, two spectral bands (6 and 7) cover the NIR region. The band 6 was used to retrieve the TDVI because it is significantly sensitive to the biomass, nevertheless the band 7 it is sensitive to canopy water content (63).

$$TDVI = 1.5 \times \left[\frac{(\rho_{ALI6} - \rho_{ALI5})}{\sqrt{\rho_{ALI6}^2 + \rho_{ALI5}^2 + 0.5}} \right] \quad (4)$$

2.6. *Multi-criteria analysis (MCA)*

Often we use GIS for the MCA to localize zones with specific environmental problems and/or to analyze constrained potential risks (64). In the literature, several studies consider MCA for identifying the exposed areas

to water erosion risks (11, 65–68). It is an interactive method that gives the user (or the decision-maker) the possibility to select the criteria analysis based on many variables according to the real world. The result can be represented as a thematic map or statistical files (69). One of the most used approaches is to establish a system of performance and of weight by the weighted sum to determine the global performance of the various scenarios. The weights are usually normalized to sum up to 1 (64). For a good weights distribution of criteria, it is interesting to adopt two weighting types: within-criteria and between-criteria (66–69).

Regarding the MCA in this study three steps were considered (Figure 3). In the first step, we classified the obtained variables criterions (WPI, TDVI, and litho-logical units) and we then proceeded by a within-criteria weighting inside each criterion. For example, we classified the vegetation criterion TDVI in three classes: absent (bare soil), medium, and dense cover basing on our field work visit, and we assigned a specific weight level of each class based on their sensitivity to water erosion risks. The scale used for weights assigned is between 0 and 100%. For the WPI and litho-logical unit's criterions, it is also classified and each class was assigned specific weight levels (Figure 3). In the second step, we proceeded by a between-criteria weighting for all these criteria between them. Each criterion was multiplied by the assigned weight also ranging from 0 to 100% based on their importance in the water erosion processes. Finally, the results of the different MCA were superimposed by addition using the "Raster Calculator" tool in the "Spatial Analyst" extension of ArcGIS to produce thematic maps of different levels of erosion or degradation risks. Several scenarios were considered

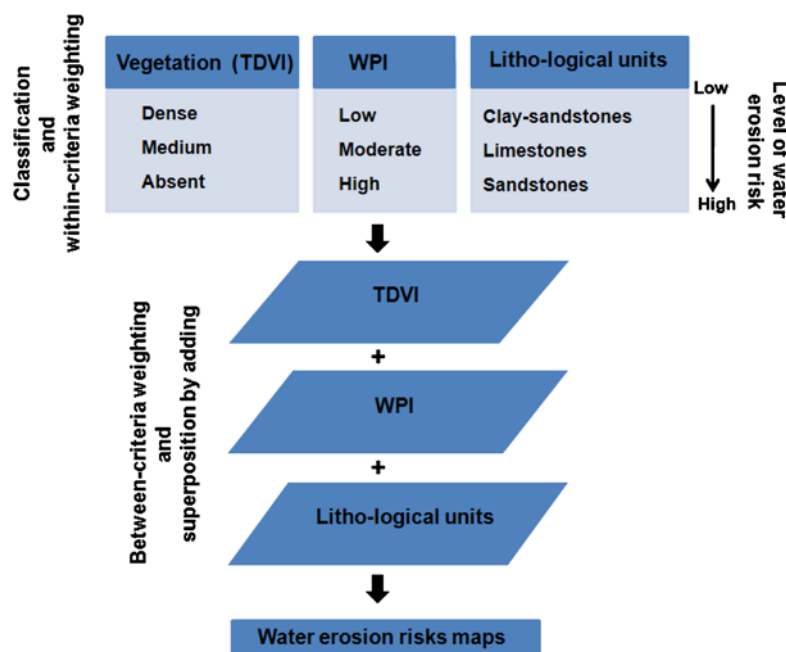


Figure 3. MCA steps.

according to different weights for each criterion and the obtained water erosion risks maps were compared with the ground truth.

3. Results analyses

After generating and correcting the DEM, the WPI equation was implemented in ArcGIS to measure the potential of erosive power of overland flow, which is an indicator of areas susceptible to water erosion. Figure 4 illustrates the spatial distribution of WPI levels. The high classes are located along the valleys where drainage areas are important and over areas with steeper slopes, these areas are characterized by surface flow concentration generating the high levels of erosion risks. Nevertheless, the low classes are encountered in areas where there is a combination of the low slopes and the small areas of drainage where the water erosion risks are low.

The WPI parameter is responsible for terrain exposure to degradation risks by water erosion. In addition to this hydrological factor, the water erosion action also depends on litho-logical characteristics and vegetation coverage. The distribution of the litho-logical formations was derived with Mahalanobis Distance supervised classification method considering all ALI spectral bands. Based on prior visits to the field and according to the previous studies carried out on this area (11–25) the training site for water and three litho-logical units were selected: sandstones, clay-sandstones, and limestones (Figure 5). This classification was achieved with a Kappa coefficient equal to 0.81%, and considered significant. The derived litho-logical unit's map characterizes the chemical and the physical properties of substrate materials controlling and consolidating the soil erosion.

Furthermore, Figure 6 shows the vegetation cover map include three classes: absent (bare soil), medium,

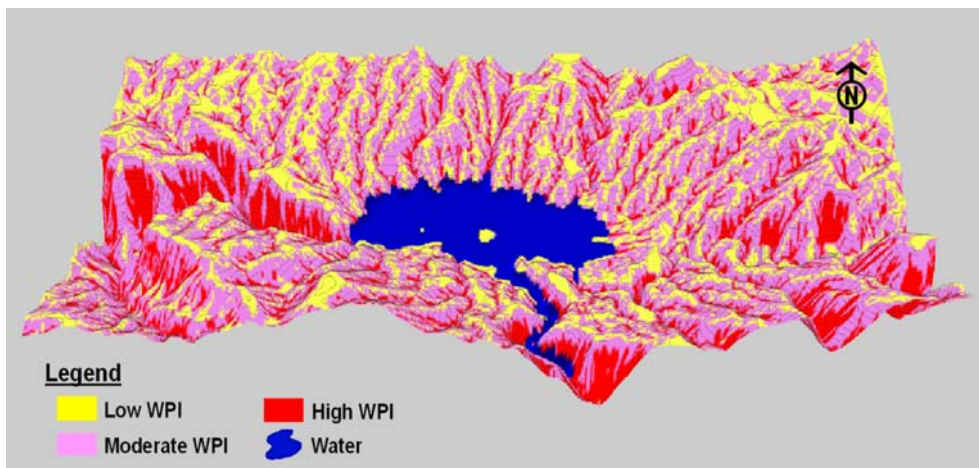


Figure 4. WIP map in 3D.

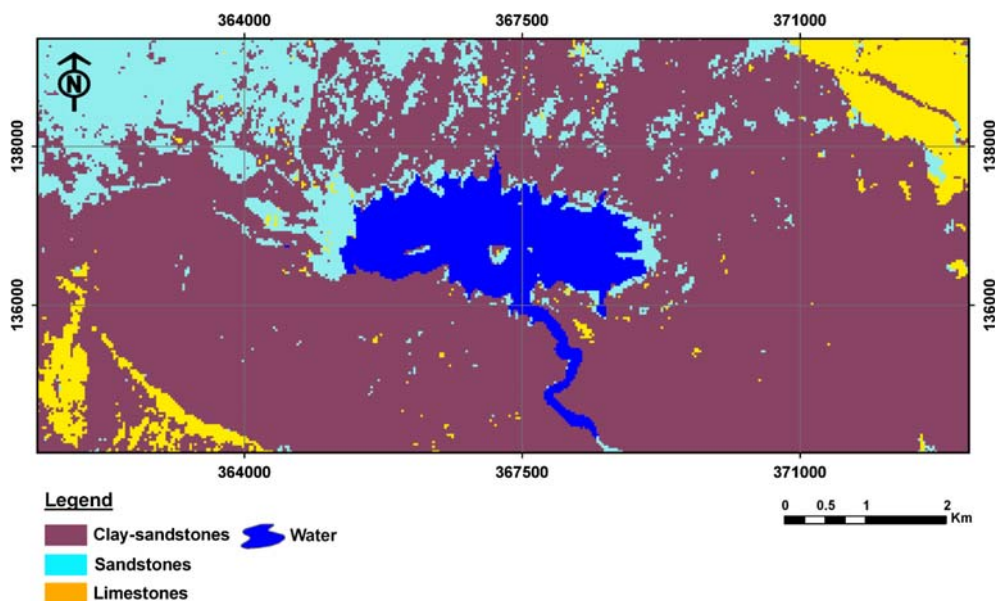


Figure 5. Litho-logical unit's classes derived using supervised classification of ALI image.

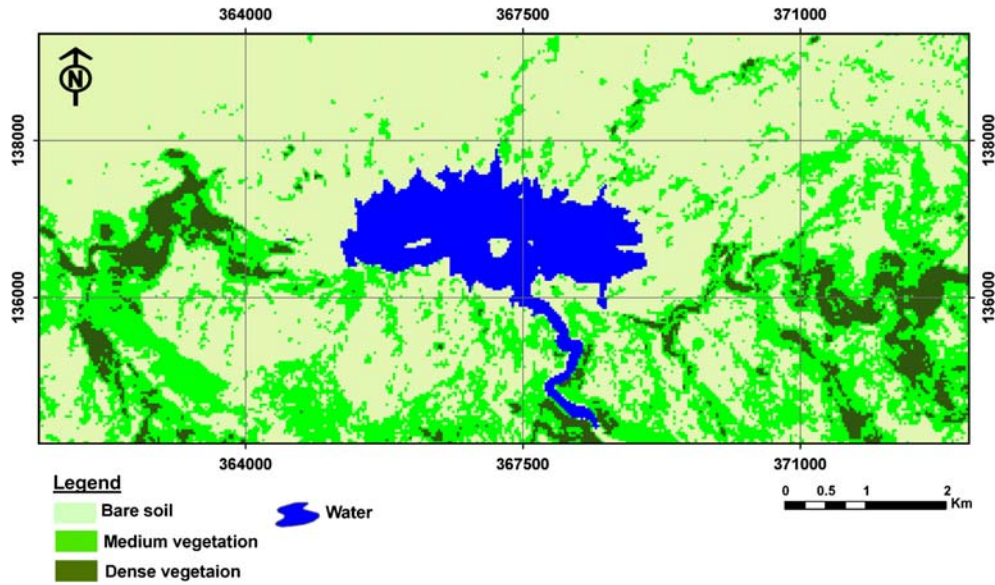


Figure 6. Vegetation classes quantified using TDVI.

Table 2. Weighting distribution used for MCA.

Criteria	Classes	Within-criteria weighting	Between-criteria weighting
WPI	Low	0/100	30/100
	Moderate	30/100	
	High	70/100	
Vegetation (TDVI)	Dense	0/100	30/100
	Medium	30/100	
	Absent	70/100	
Litho-logical units	Clay-sandstones	20/100	40/100
	Limestones	30/100	
	Sandstones	50/100	

and dense cover. It shows good candidates for protected zones against water erosion risks.

Finally, in a GIS environment, all the considered variables maps were integrated for MCA to produce thematic maps of different levels of water erosion. At this stage, several scenarios were considered according to different weights for each criterion. Table 2 presents the used weighting distribution for MCA (within-criteria and between-criteria) providing the best erosion risks scenario results. According to this scenario, Figure 7 illustrates the final and optimal map for water erosion risk representing five different classes: high degradation, medium degradation, low degradation, vegetation cover,

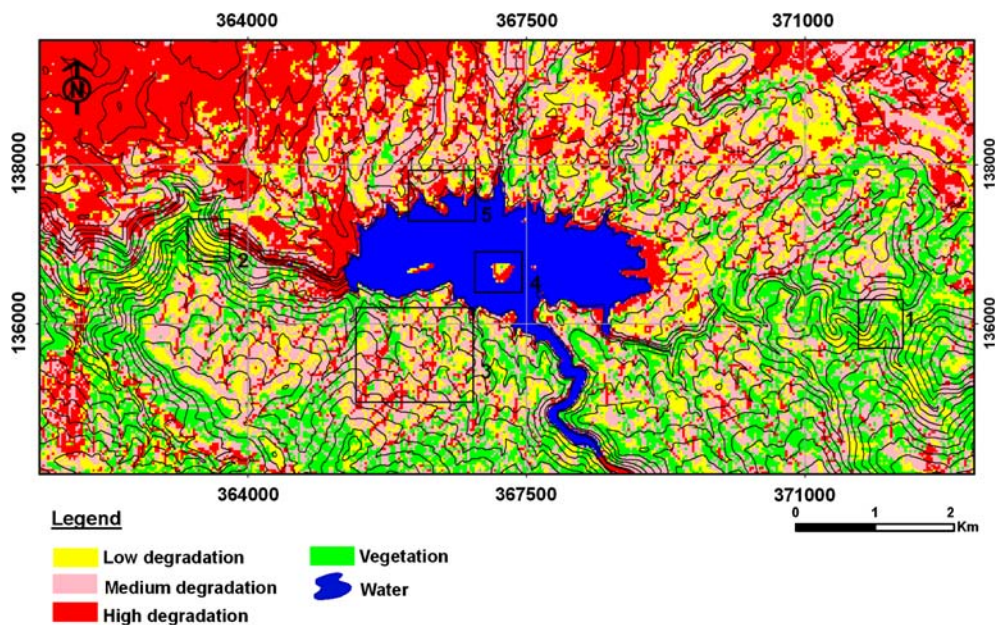


Figure 7. Erosion risks map superposed with curve lines.

and water. The analyses of Figure 7 show that the areas with low erosion risk are characterized by the low slopes whose overland flow intensity and energy are low expressed by WPI low values (Figure 4), the litho-logical units are mainly composed with clay-sandstones and limestones (Figure 5), and dense vegetation cover (Figure 6). The areas with medium erosion risk are located in average slopes with intermediate vegetation cover, and the litho-logical units are mainly characterized by clay-sandstones and limestones. On the other hand, the areas with high erosion risk or high degradation are located in the valleys where the overland flow is concentrated generating the important energy of erosion (WPI high values), the vegetation cover is absent, and the dominate litho-logical units are sandstones.

To assess the accuracy of the derived map, we selected five different areas showing different classes and validated them in reference to the ground truth using GPS for localization and photos for illustration (Figures 8–11). The area 1 in Figure 7 was mapped using MCA as a relatively dense vegetation cover with low degradation classes. Figure 8 illustrates this reality. The area 2 (Figure 7) was considered as mixed three classes with low and medium degradation, and scattered vegetation cover. Figure 9 corroborates these results showing medium and high slopes and, consequently, moderate and high WPI (Figure 4). The area 3 (Figure 7) was mapped as medium soils degradation, and Figure 10 (photo of area 3) represent the truth showing medium soils degradation class with very scattered vegetation cover and some spots with low degra-

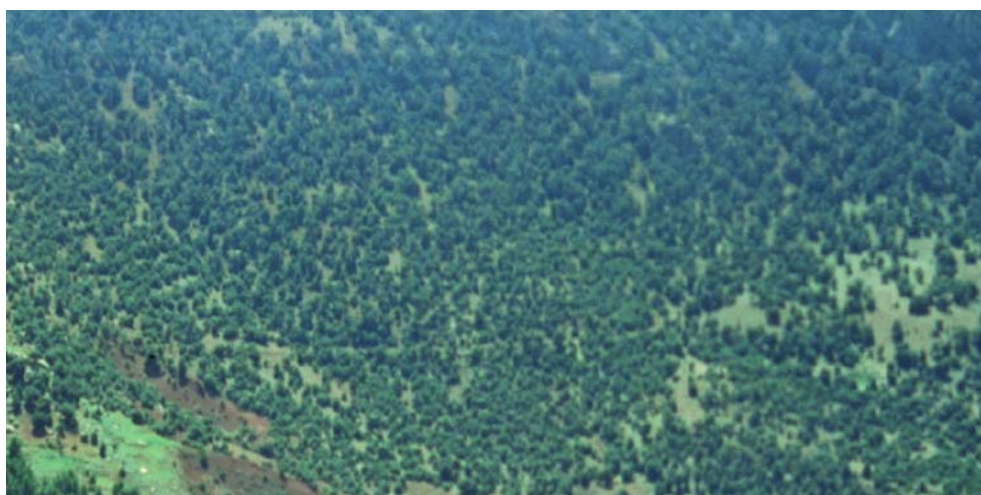


Figure 8. Photo of area 1 showing relatively dense vegetation cover class and some low soil degradation spots.



Figure 9. Photo of area 2 illustrating low soils degradation class with scattered vegetation cover and some areas with medium soils degradation.



Figure 10. Photo of area 3 showing medium soils degradation class with very scattered vegetation cover and some pixels with low degradation and others with high degradation.

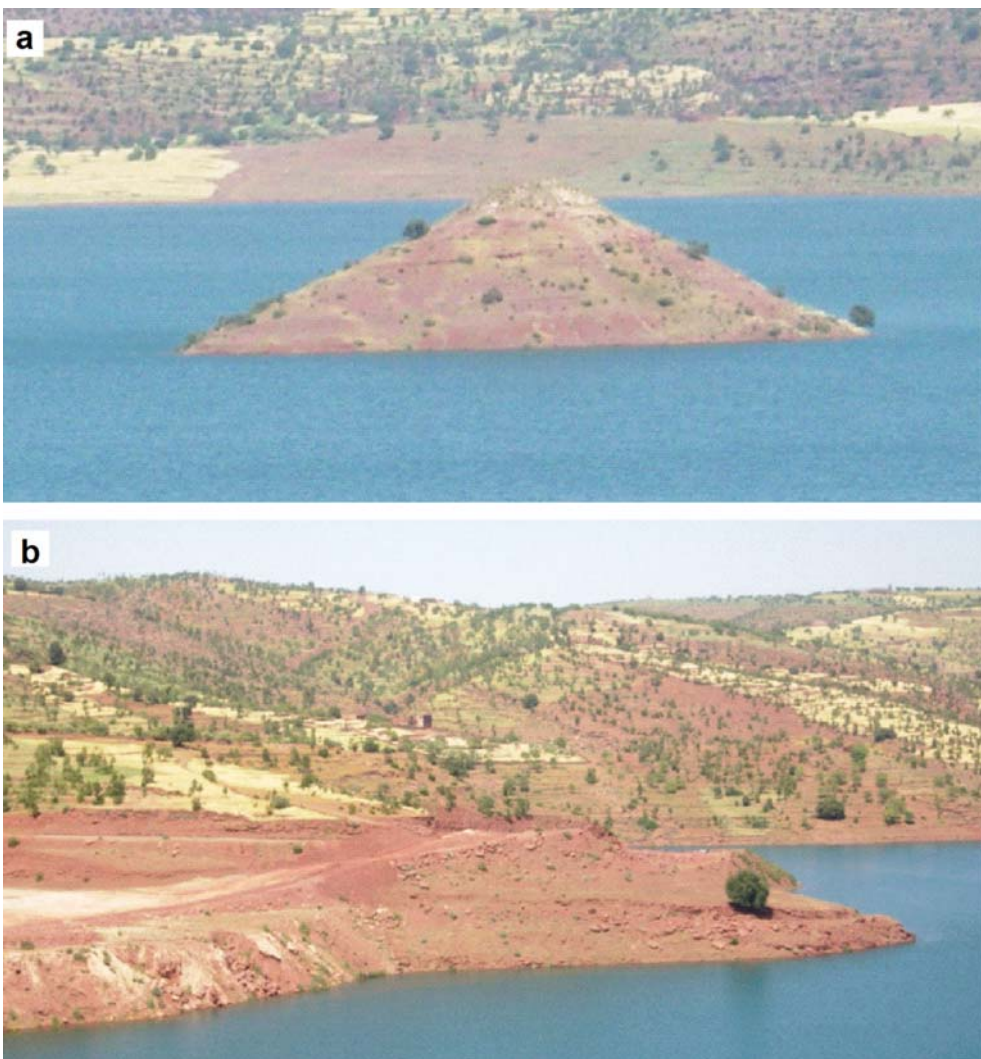


Figure 11. Photos (a and b) presenting the high soils degradation.

dation and others with high degradation. These observations correlate with the litho-logical units and WPI classes as discussed previously. The area 4 is a small island in the middle of the dam, it shows a low WPI with no vegetation cover (Figure 11(a)), an approximately half clay-sandstone and half sandstone zone (Figure 5), and identified as a mixed area with medium and high degradation. Finally, the area 5 (Figure 7) was identified by MCA as high soil degradation zone. Indeed, this area was localized in the field as shown in Figure 11(b), with clay-sandstones, especially those sandstone classes with very scattered vegetation spots, aggressive slopes, and moderate and high WPI (Figure 4). This validation demonstrates the significant contribution of this simple approach used for water erosion risk mapping.

The analysis of the water erosion risk map (Figure 7) shows that the north flank of the dam where slopes are low to medium is most exposed to the erosion risks because of the excessive exploitation of forest cover and the intensive agricultural practices of the local population. The south flank of the dam where slopes are relatively sharper is less exposed to the erosion risks due to forest preservation and the absence of agricultural practices. We can conclude that the anthropogenic action is the leading cause of soil erosion in this region. Quantitatively, the percentage of the area of each erosion risk class in our study area was estimated (Table 3). About 33, 45% of the study area was covered by moderately erodible soil, while 26, 42 and 19, 26% was covered by highly and low erodible soil, respectively. In fact, these results indicate that soil erosion risks categories are critical from the point of view of soil erosion control.

The results of this research (Figure 7) are in agreement with those of Maimouni et al. (25). The latter use an approach based solely on remote sensing data. In fact, the spectral response variation measured at the satellite sensor is an indicator of environment change. If we consider soil and vegetation, slight changes in color and mineralogy in the first, and variations in the structure and spatial distribution in the second, can constitute indicators of changes and degradation in natural environments. In this perspective, Maimouni et al. (25) analyzed the potential and limits of several spectral indices for mapping land degradation. They found that combination in the Red–Green–Blue (RGB) system of shape index (ALI3–ALI6–ALI10), of coloration index (ALI3–ALI6), and of brightness index (ALI4–ALI5–ALI6) provides very good separating power between the different levels of soil degradation in particular and the different land cover classes in general in a semiarid environment.

Table 3. Percentage of the area of each erosion risk class.

Classes	% of area
Vegetation	20.87
Low degradation	19.26
Medium degradation	33.45
High degradation	26.42

The approach adopted in this research did not intend to estimate the amount of soil loss but to provide erosion risk map for the analysis of planning and environmental protection. The map obtained can provide decision-makers with erosion risk areas to develop soil and water conservation plans in general and generate detailed erosion studies for the areas of high erosion risk more specifically.

4. Conclusion

The aim of this study is the identification and mapping of the exposed areas to water erosion risks in the Moroccan High Atlas mountains around the Hassan-I dam using derived parameters from DEM and remotely sensed data. The derived WPI from DEM is a fundamental factor controlling the overland flow speed and its energy, and allows us to determine the spatial distribution of eroding areas on the landscape. Moreover, the litho-logical units and vegetation cover extracted from the ALI image constitute good indicators of different levels of potential erosion. The synergy among these three parameter groups in GIS environment and the MCA were used for water-erosion-risk mapping. The validation of the obtained results to the ground truth shows the simplicity and the efficiency of the proposed methodology for erosion risks and land degradation evaluation and, consequently, to determine the ecosystem fragility. Certainly, such results could be an important tool for politicians, land use managers, and decision-makers especially in the emerging countries.

Acknowledgments

The authors thank NATO, Agence Universitaire de la Francophonie (AUF), and the University of Ottawa for their financial support.

Notes on contributor

S. Maimouni is currently a PhD student in Geomatics at University of Sultan Moulay Slimane, Morocco. Her current research interests include cartography, remote sensing, and GIS.

References

- (1) Stour, L.; Agoumi, A. Sécheresse climatique au Maroc durant les dernières décennies [Climatic Drought in Morocco During the Last Decades]. *Hydroécol. Appl.* **2009**, *16*, 215–232.
- (2) Hammi, S.; Simonneau, V.; Alifriqui, M.; Auclair, L.; Montes, N. Évolution des recouvrements forestiers et de l'occupation des sols entre 1964 et 2002 dans la haute vallée des Ait Bouguemez (Haut Atlas central, Maroc) [Evolution of Forest and Land Coverage from 1964 to 2002 in the High Valley of Ait Bouguemez (Central High Atlas, Morocco)]. *Sécheres.* **2007**, *18*, 1–7.
- (3) Ministère de l'Agriculture du développement rural et des Eaux et Forêts (MAEF). *Programme d'action nationale de lutte contre la désertification* [National Action Programme to Fight Against Desertification]; Royaume du Maroc: Rabat, 2001.

- (4) Ben-Ali, D. *Les sources documentaire et statistique se rapportant aux domaines des ressources naturelles et l'environnement au Maroc*. [Statistical and Documentary Sources Relating to the Natural Resources Domains and the Environment in Morocco]. In: Femise network, Ed. Comptabilité de l'environnement dans le cadre d'une matrice des comptes sociaux: Le cas du Maroc; Euro-Mediterranean Forum Economic Institute, 2000.
- (5) Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. *Predicting rainfall erosion losses*. USDA Agricultural Research Services handbook 537. USDA, Washington, DC, 1978.
- (6) Renard, K.G.; Foster, G.R.; Weesies, G.A.; Porter, J.P. Revised universal soil loss equation (RUSLE). *J. Soil Water Conserv.* **1991**, 46 (1), 30–33.
- (7) Anys, H. *Utilisation des données de télédétection dans un système d'information géographique pour l'étude de l'érosion hydrique du bassin versant de l'Oued-Aricha (Settat, Maroc)* [Using Remote Sensing Data in a Geographic Information System for Water Erosion Study in the Watershed of Oued-Aricha]. Mémoire de maîtrise, Département de Géographie et Télédétection, Université de Sherbrooke: Sherbrooke, QC, 1991.
- (8) Chakroun, H. *Intégration d'un modèle hydrologique conçu pour la télédétection et d'un modèle de perte de sol dans un système d'information géographique* [Integration of a Hydrological Model Conceived for Remote Sensing and Soil Loss Model in a Geographic Information System]. Mémoire de maîtrise, Département de Géographie et Télédétection, Université de Sherbrooke: Sherbrooke, QC, 1993.
- (9) El-Garouani, A.; Merzouk, A.; Jabrane, R.; Boussema, M.R. Analyse spatiale de l'érosion en nappe et de l'infiltrabilité des sols dans le Pré-Rif Marocain [Spatial Analysis of Sheet Erosion and Soil Infiltrability in Moroccan Pre-Rif]. *Rev. Télédélect.* **2005**, 5 (1–3), 69–80.
- (10) Haboudane, D.; Bonn, F.; Royer, A. Evaluation and predictability of terrain susceptibility to hillslope erosion at the regional scale using DEM-derived indices and remotely sensed information. *Rev. Télédélect.* **2007**, 7 (1–4), 373–391.
- (11) Bannari, A.; El-Harti, A.; Haboudane, D.; Bachaoui, M.; El-Ghmari, A. Intégration des variables spectrales et géomorphométriques dans un SIG pour la Cartographie des Zones Exposées à l'Érosion. *Rev. Télédélect.* **2008**, 7 (1–4), 393–404.
- (12) Krishna-Bahadur, K.C. Mapping soil erosion susceptibility using remote sensing and GIS: a case of the Upper Nam Wa Watershed, Nan Province. *Thailand. Environ. Geol.* **2008**, 57, 695–705.
- (13) Rahman, M.R.; Shi, Z.H.; Chongfa, C. Soil erosion hazard evaluation-an integrated use of remote sensing, GIS and statistical approaches with biophysical parameters towards management strategies. *Ecol. Model.* **2009**, 220, 1724–1734.
- (14) Florinsky, I.V. *In Flow Denudation, Transit and Accumulation Zones of the Part of the Crimean Peninsula and Adjacent Sea Bottom, in Mathematical Methods of Pattern Recognition, Proceedings of the 7th Conference, Pushchino, September 25–30*; Computing Centre of the Russian Academy of Sciences: Moscow, Russia, 1995.
- (15) Moore, I.D.; Gessler, P.E.; Nielson, G.A.; Peterson, G.A. Soil attribute prediction using terrain analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **1993**, 57, 443–452.
- (16) Dymond, J.R.; Harmsworth, G.R. Towards automated land resource mapping using digital models. *ITC Journal* **1994**, 2, 129–138.
- (17) Martinez-Casasnovas, J.A.; Ramos, M.C.; Poesen, P. Assessment of Sidewall Erosion in Large Gullies Using Multi-temporal DEMs and Logistic Regression Analysis. *Geomorphology* **2004**, 58, 305–321.
- (18) McNamara, J.P.; Ziegler, A.D.; Wood, S.H.; Vogler, J.B. Channel head locations with respect to geomorphologic thresholds derived from a digital elevation model: A case study in northern Thailand. *For. Ecol. Manage.* **2006**, 224, 147–156.
- (19) Milevski, I. *In Estimation of Soil Erosion risk in the Upper Part of Bregalnica Watershed Republic of Macedonia, Based on Digital Elevation Model and Satellite Imagery, 5th International Conference on Geographic Information Systems, 2–5 July*; Fatih University: Istanbul, Turkey, 2008.
- (20) Escadafal, R.; Belghit, A.; Ben-Moussa, A. In Indices spectraux pour la télédétection de la dégradation des milieux naturels en Tunisie aride [Spectral Indices for Detecting of Natural Environments Degradation in Arid Tunisia]. In G. Guyot (réd.) Actes du 6eme Symposium international sur les mesures physiques et signatures en télédétection, 17–24 janvier, Val d'Isère (France), ISPRS-CNES, 1994.
- (21) Mattikalli, N.M. Soil colour modelling for the visible and near infrared bands of Landsat sensors using laboratory spectral measurements. *Remote Sens. Environ.* **1997**, 59, 14–28.
- (22) Haboudane, D.; Bonn, F.; Royer, A.; Sommer, S.; Mehl, W. Land degradation and erosion risk mapping by fusion of spectrally-based information and digital geomorphometric attributes. *Int. J. Remote Sens.* **2002**, 23 (18), 3795–3820.
- (23) Chikhaoui, M.; Bonn, F.; Merzouk, A.; Lacaze, B.; Mejjati, A.M. Cartographie de la dégradation des sols à l'aide du Spectral Angle Mapper et des indices spectraux en utilisant des données Aster [Mapping Soil Degradation Based on the Spectral Angle Mapper Approach and Spectral Indices using Aster Data]. *Rev. Télédélect.* **2007**, 7 (1–4), 343–357.
- (24) Zhuo, L.; Liu, Y.; Wu, J.; Wang, J. *In Quantitative mapping of soil organic material using field spectrometer and hyperspectral remote sensing*, Proc. Int. Arch. Photogram, Remote Sens. Spatial Inf. Sci., 2008; Beijing: China.
- (25) Maimouni, S.; Bannari, A.; El-Harti, A.; El-Ghmari, A. Potentiels et limites des indices spectraux pour caractériser la dégradation des sols en milieu semi-aride [Potential and Limitations of the Spectral Indices for Characterizing Soil Degradation in a Semi-Arid Environment]. *J. Can. Télédélect.* **2011**, 37 (3), 285–301.
- (26) Cyr, L. *Apport des indices de végétation pour l'évaluation de la couverture du sol en vue d'une modélisation spatiale de l'érosion* [Contribution of Vegetation Indices for Evaluation Land Cover in Order to Spatial Modeling of Erosion]. Mémoire de maîtrise, Département de Géographie et Télédétection, Université de Sherbrooke: Sherbrooke, QC, 1993.
- (27) Dwivedi, R.S. Soil resources mapping: a remote sensing perspective. *Remote Sens. Rev.* **2001**, 20, 89–122.
- (28) Manchanda, M.L.; Kudart, M.; Tiwari, A.K. Soil survey and mapping using remote sensing. *Trop. Ecol.* **2002**, 43 (1), 61–74.
- (29) McBratney, A.B.; Santos, M.L.M.; Minasny, B. On digital soil mapping. *Geoderma* **2003**, 117 (1–2), 3–52.
- (30) Liu, J.G.; Mason, P.; Hilton, F.; Lee, H. Detection of rapid erosion in SE Spain: A GIS approach based on ERS SAR coherence imagery. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* **2004**, 70 (10), 1179–1185.
- (31) Obi-Reddy, G.P.; Maji, A.K. Characterization of biophysical land using remote sensing and GIS. *J. Indian Soc. Remote Sens.* **2004**, 32 (2), 159–161.
- (32) Arsenault, E.; Bonn, F. Evaluation of soil erosion protective cover by crop residues using vegetation indices and spectral mixture analysis of multispectral and hyperspectral data. *Catena* **2005**, 62, 157–172.

- (33) Meusburger, K.; Bänninger, D.; Alewell, C. Estimating vegetation parameter for soil erosion assessment in an alpine catchment by means of quickbird imagery. *Int. J. Appl. Earth. Observ. Geoinformat.* **2010**, *12*, 201–207.
- (34) Rouse, J.W.; Haas, R.W.; Schll, J.A.; Deering, D.W.; Harlan, J.C. *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation*; Greenbelt: Maryland, 1974.
- (35) Huete, A.R. A soil vegetation adjusted index (SAVI). *Remote Sens. Environ.* **1988**, *25*, 295–309.
- (36) Bannari, A.; Asalhi, H.; Teillet, P.M. In *Transformed Difference Vegetation Index (TDVI) for vegetation cover mapping*; Int. Geosc. Remote Sens. Symp: Toronto, ON, 2002.
- (37) Monbaron, M.; Russell, D.A.; Taquet, P. Atlasarus imelakei n.g., n.sp. a brachiosauridlike sauropod from the Middle Jurassic of Morocco. *Sciences de la terre et des planètes. Comptes-rendus de l'Académie des Sciences, Paris*, [C. R. Acad. Sci]. **1999**, *329*, 519–526.
- (38) Bannari, A.; Guedon, A.M.; El-Harti, A.; Cherkaoui, F. Z.; El-Ghmari, A. Characterization of slightly and moderately saline and sodic soils in irrigated agricultural land using simulated data of advanced land imaging (EO-1) sensor. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **2008**, *39* (19), 2795–2811.
- (39) Agoumi, A.; Debarh, A. Ressources en eau et bassins versants du Maroc: 50 ans de développement (1955–2005) [Water resources and watershed of Morocco: 50 years of development (1955–2005)]. Rapport Thématique, 50 ans de développement humain et perspectives. Maroc, 2006. <http://www.rdh50.ma/fr/gt03.asp>.
- (40) National Aeronautics and Space Administration (NASA). Earth Observing-1: Advanced Land Imager, 2006. <http://eol.gsfc.nasa.gov>.
- (41) Kastner, C.J.; Slater, P.N. In *In-Flight Radiometric Calibration of Advanced Remote Sensing Systems, Proc. SPIE*; Zweibaum, F.M.; Register, H. SPIE; Proceeding of Field Measurement and Calibration Using Electro-Optical Equipment: Issues and Requirements, San Diego, CA. Bellingham, WA, 1982.
- (42) Bannari, A.; Teillet, P.M.; Richardson, G. Nécessité de l'étalonnage radiométrique et standardisation des données de télédétection [Necessity of Radiometric Calibration and Standardization of Remote Sensing Digital Images]. *J. Can. Télédect.* **1999**, *25* (1), 45–59.
- (43) Deschamps, P.Y.; Herman, M.; Tanré, D. In *Influence de l'atmosphère en télédétection des ressources terrestres, Modélisation et possibilités de correction* [Influence of Atmospheric Remote Sensing of Earth Resources, Modeling and Correction Possibilities], In Actes du 1er colloque international sur les signatures spectrales d'objets en télédétection. Avignon, 8–11 septembre, Société internationale de photogrammétrie et télédétection, Versailles: France, 1981.
- (44) Kaufman, Y.J. Atmospheric effects on spectral signature measurements and corrections. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **1988**, *26* (4), 441–450.
- (45) Teillet, P.M.; Santer, R.P. Terrain elevation and sensor altitude dependence in semi-analytical atmospheric code. *Can. J. Remote Sens.* **1991**, *17* (1), 36–40.
- (46) Tahiri, D. Précision et fidélité des modèles numériques de terrain [Accuracy and Precision of Digital Terrain Models]. Bulletin de la Société belge de photogrammétrie-télédétection et cartographie, 1994.
- (47) Bannari, A.; Gibson, J.R.; Morin, D. The necessity of exterior orientation parameters for the rigorous geometric correction of meis-II airborne digital image. *Remote Sens. Rev.* **1999**, *16*, 135–156.
- (48) Bannari, A.; Morin, D.; Béné, G.B.; Bonn, F. A theoretical review of different mathematical models of geometric corrections applied to remote sensing images. *Remote Sens. Rev.* **1995**, *13*, 27–47.
- (49) Caloz, R.; Blaser, T.J.; Willemin, G. *Création d'ortho-image à l'aide d'un modèle numérique d'altitude - Influences des modes de rééchantillonnage radiométrique* [Creation of Ortho-Image Using a Digital Elevation Model – Influences of Radiometric Resampling Methods]. In télédétection et cartographie. Ed. aupelf-uref. Les Presses de l'université du Québec, 1993.
- (50) Burrough, P.A.; McDonnell, R.A. *Principles of geographical information systems: Spatial information systems and geostatistics*; Oxford University Press: Oxford, 2000.
- (51) Moore, I.D.; Wilson, J.P. Length-slope factors for the revised universal soil loss equation: Simplified method of estimation. *J. Soil Water Conserv.* **1992**, *47*, 423–428.
- (52) Duman, T.Y.; Can, T.; Gokceoglu, C.; Nefeslioglu, H.A.; Sonmez, H. Application of logistic regression for landslide susceptibility zoning of Cekmece area, Istanbul, Turkey. *Environ. Geol.* **2006**, *51*, 241–256.
- (53) Marchi, L.; G., Dalla Fontana GIS morphometric indicators for the analysis of sediment dynamics in mountain basins. *Environ. Geol.* **2005**, *48*, 218–228.
- (54) Richards, J.A. *Remote sensing digital image analysis: An introduction*; Springer-Verlag: Berlin, 1999.
- (55) Johnson, R.A.; Wichern, D.W. *Applied multivariate statistical analysis*, 4th ed.; Prentice-Hall: Upper Saddle River, NJ, 1998.
- (56) Congalton, R.G. A review assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* **1991**, *37*, 35–46.
- (57) Bannari, A.; He, D.C.; Anys, H. Analyse de l'apport de deux indices de végétation à la classification dans les milieux hétérogènes [Analysis of the Contribution of two Vegetation Index to Classification Accuracy for Heterogeneous Areas]. *J. Can. Télédect.* **1998**, *24* (3), 233–239.
- (58) Cohen, J. A coefficient of agreement of nominal scales. *Educ Psychol Meas.* **1960**, *20*, 37–46.
- (59) Environment for Visualizing Images (ENVI). ENVI Tutorial. Research Systems, Inc., Boulder, CO, 2005.
- (60) Bannari, A.; Huete, A.R.; Morin, D.; Bonn, F. A review of vegetation indices. *Remote Sens. Rev.* **1995**, *13*, 95–120.
- (61) Bannari, A.; Huete, A.R.; Morin, D.; Zagolski, F. Effets de la couleur et de la brillance du sol sur les indices de végétation [Effects of Soil Colour and Brightness on Vegetation Index]. *Int. Remote Sens.* **1996**, *17* (10), 1885–1906.
- (62) Bannari, A.; Ozbakir, B.A.; Langlois, A. In *spatial distribution mapping of vegetation cover in urban environment using tdvi for quality of life monitoring*; Int. Geosc. Remote Sens. Symp: Barcelona, Spain, 2007.
- (63) Lobell, D.B.; Asner, G.P. Comparison of earth observing-1 ALI and landsat ETM+ for crop identification and yield prediction in Mexico. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **2003**, *41* (6), 1277–1282.
- (64) Roy, B. *Méthodologie multicritère d'aide à la décision* [Multicriteria Methodology for Decision-Making]; Économica: Paris, 1985.
- (65) Cavallo, A.; Norse, M.F. GIS and multicriteria analysis to evaluate and map erosion and landslide hazards. *Informatica* **2001**, *12* (1), 25–44.
- (66) Saint-Laurent, D.; Schneider, M. *Application d'un système d'information géographique (SIG) à l'analyse cartographique des berges sensibles à l'érosion - Rivière du Lièvre* [Applying a Geographic Information System (GIS) for

- Multicriteria Analysis of the Banks Vulnerability to Erosion – Lièvre River]; Bulletin de la Société géographique de Liège: QC, 2004.
- (67) Nekhay, O.; Arriaza, M.; Boerboom, L. Evaluation of soil erosion risk using analytic network process and GIS: A case study from spanish mountain olive plantation. *J. Environ. Manag.* **2009**, *90*, 3091–3104.
- (68) Macary, F.; Ombredane, D.; Uny, D. A multicriteria spatial analysis of erosion risk into small watersheds in the low normandy bocage (france) by ELECTRE III method coupled with a GIS. *Int. J. Multicriteria Decision Making* **2010**, *1* (1), 25–48.
- (69) Laaribi, A. *SIG et analyse multicritère* [GIS and Multi-Criteria Analysis]; Hermès: Paris, 2000.