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 définie 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 gréso-pellitiques 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 gréso-pélitique 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.

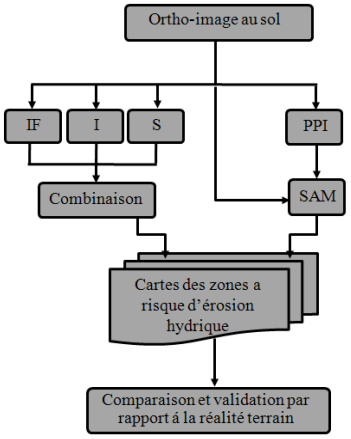


Figure 1 : Organigramme de la méthodologie.
Methodological organigram.

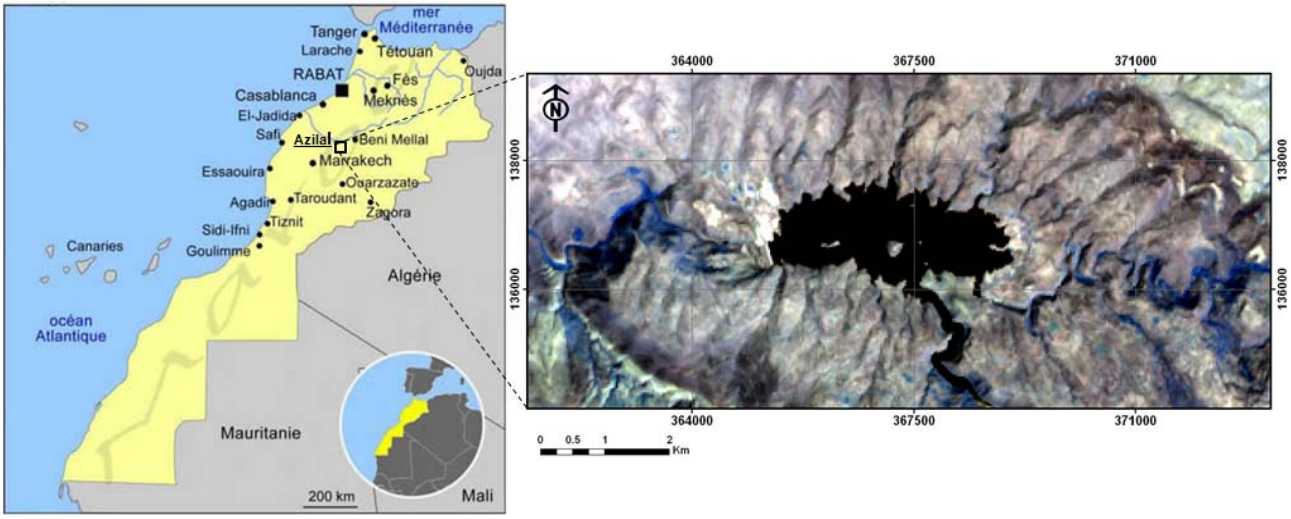


Figure 2: Localisation du site d'étude.
Location of study area.

2.2. Données images

L'image utilisée dans cette recherche a été acquise le 1er 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 caractériser 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 savoirs: 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 spectrale à "N dimensions" et nécessite des données images étalonnées et standardisées radiométriquement et atmosphériquement (Crósta *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 extraient 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'affectent pas l'angle de similarité et elle est relativement moins sensible aux variations topographiques (Kruse *et al.,* 1993; Crósta *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.

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

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 donnée 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.

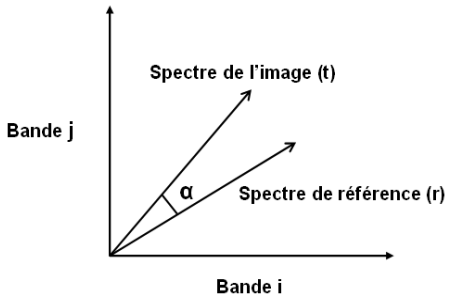


Figure 3: Angle spectral (en radian) entre le spectre de référence et le spectre de l'image, dans un espace bidimensionnel (Kruse *et al.,* 1993).
Spectral angle between reference spectrum and image spectrum in a bidimensional space (Kruse et al., 1993).

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:

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

Où

r : nombre de lignes de la matrice de confusion;

xii : nombre d'observations dans la ligne i et la colonne i;

xi+ 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 extraient 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 précession. Ces classes correspondent à (Figure 4) :

- Végétation éparse 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 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'habitation de population riveraine et de pratiques agricoles (photo E et F).

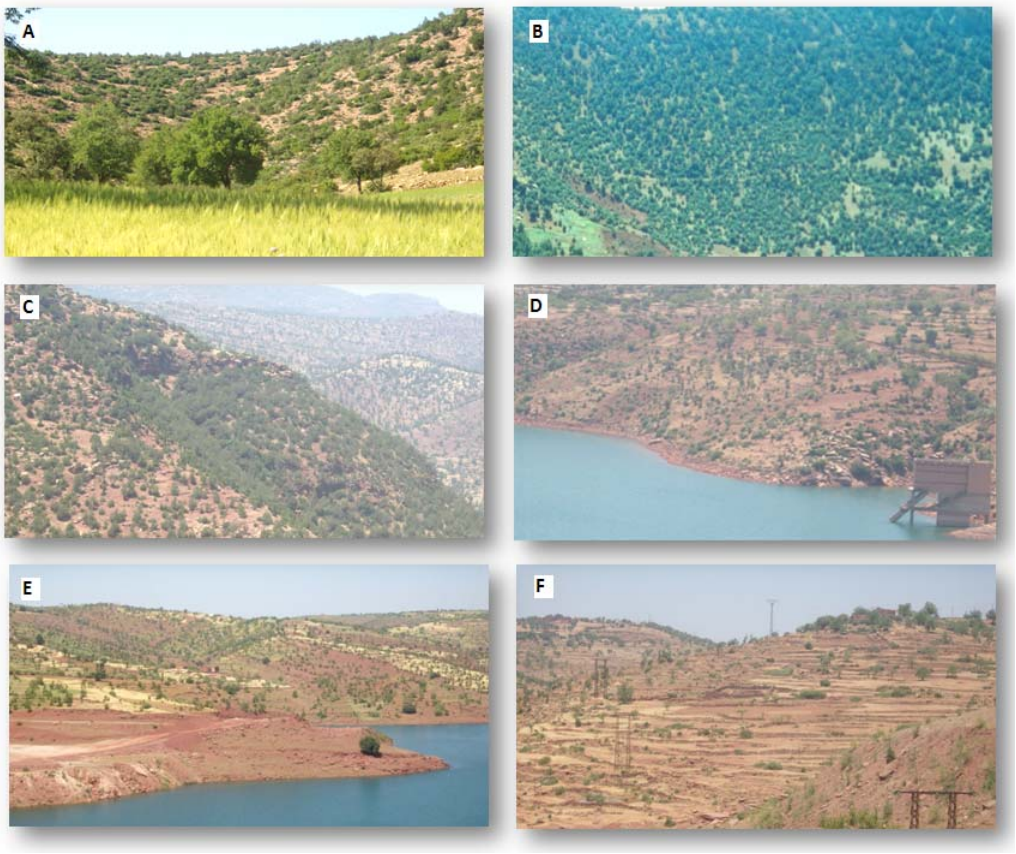


Figure 4: végétation éparse (A), végétation relativement dense (B), sols faiblement dégradés (C), sols moyennement dégradés (D) et sols fortement dégradés (E, F).
Sparse vegetation (A), relatively dense vegetation (B), slightly degraded soils (C), moderately degraded sols (D) and highly degraded soils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

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 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 moyennent 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 grés 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).

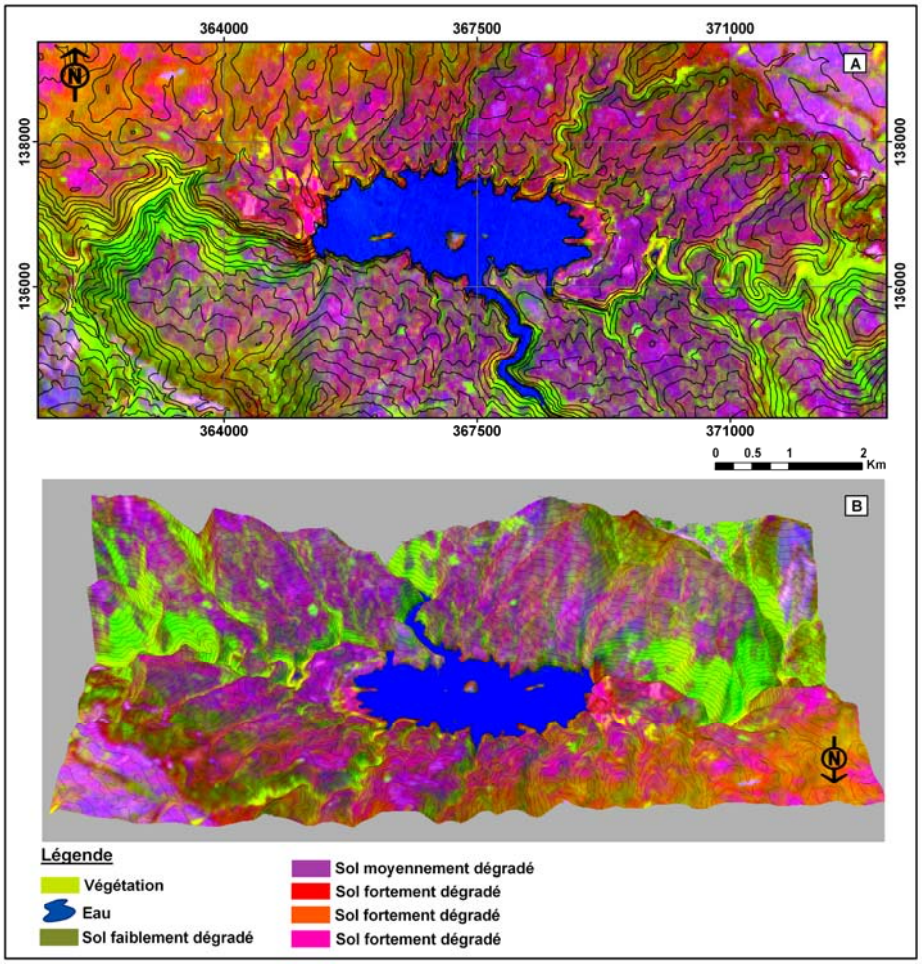


Figure 5: Carte de dégradation des sols obtenue par le composé coloré: I (Rouge), S (Vert) et IF (Bleue).
Soil degradation map obtained by Color Composite: I (Red), S (Green) and IF (Blue).

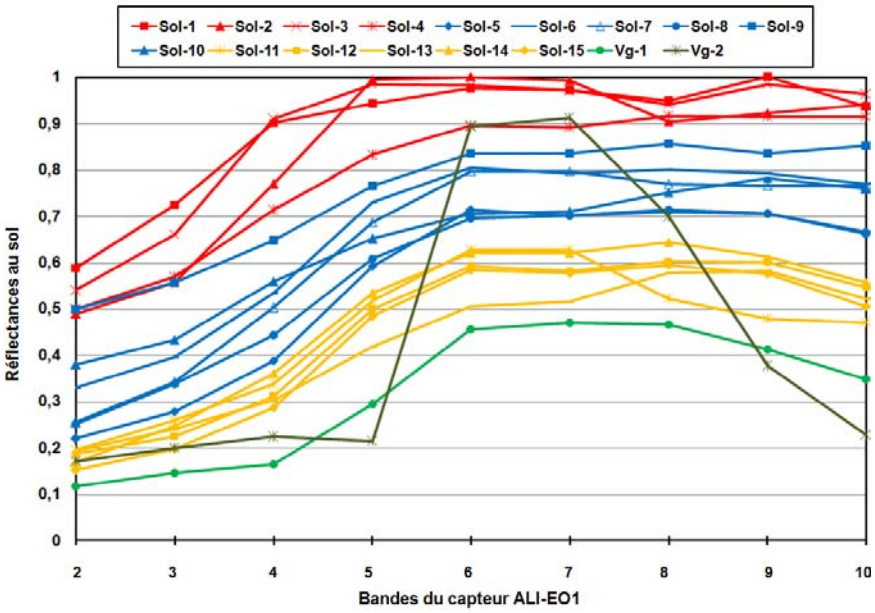


Figure 6: Les signatures spectrales prototypes.
Endmembers

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.

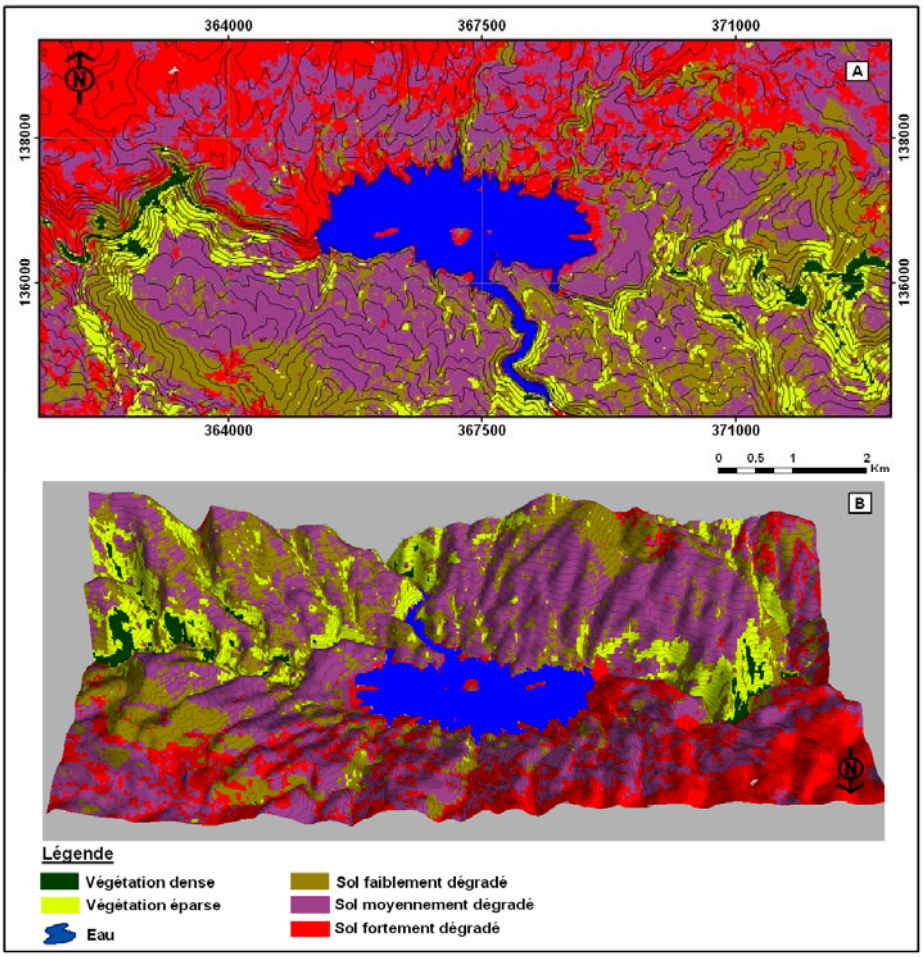


Figure 7: Carte de dégradation des sols obtenue à l'aide du SAM.
Soil degradation map obtained using SAM.

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 Altas (Maroc) à l'aide des données ASTER. Revue Télédétection, vol.7, nº. 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, nº. 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, 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.

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, nº. 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, 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.

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, 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 a 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.

Còsta, 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.

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, Frances, 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 6eme 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, nº. 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., Ruzycki, 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, nº. 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, 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.

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 $^{137}C_S$. Agro-Solutions, vol. 18, nº. 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, Universite 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, nº. 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, 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.

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, nº. 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, 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.